



Pro gradu -tutkielma

Maantiede
Luonnonmaantiede

Rakennustoiminnan vaikutukset huleveden laatuun –
Tarkastelussa Kuninkaantammen hulevesipilottialue 2011–2018

Kaisla Sanaslahti

2019

Ohjaaja: Olli Ruth

HELSINGIN YLIOPISTO
MATEMAATTIS-LUONNONTIETEELLINEN TIEDEKUNTA
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS
MAANTIEDE

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)
00014 Helsingin yliopisto



Tiedekunta/Osasto Matemattis-luonnontieteellinen tiedekunta		Laitos Geotieteiden ja maantieteen laitos
Tekijä Kaisla Sanaslahti		
Työn nimi Rakennustoiminnan vaikutukset huleveden laatuun - Tarkastelussa Kuninkaantammen hulevesipilottialue 2011–2018		
Oppiaine Maantiede/Luonnonmaantiede		
Työn laji Pro gradu -tutkielma	Aika Toukokuu 2019	Sivumäärä 67 + 6 liitettä
<p>Tiivistelmä</p> <p>Rakennustoiminta on yksi kaupunkialueiden veden laatua heikentävistä tekijöistä. Rakentamisen aikaiset vesistövaikutukset voivat olla suuria ja niitä on tärkeää tunnistaa, jotta kaupunkipurojen veden laatua ja ekosysteemejä voitaisiin suojella. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, millaisia vaikutuksia valuma-alueella tapahtuvalla rakennustoiminnalla on kaupunkipuron veden laatuun verrattuna rakentamista edeltävään aikaan. Lisäksi tavoitteena oli arvioida puron nykyistä veden laatua ja sitä, onko Kuninkaantammen hulevesipilottialueen vesiensuojelutoimenpiteillä ollut vaikutusta veden laatuun. Hypoteesinä oli, että rakentaminen on heikentänyt veden laatua lisäämällä merkittävästi kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sekä metallipitoisuuksia ja että rakentamisen aikaisen hulevesisuojelun toimenpiteet eivät ole olleet riittäviä.</p> <p>Tutkimuskohteena oli Luoteis-Helsingissä sijaitseva kaupunkipuro Hakuninmaanoja, joka sijaitsee valuma-alueella, jolla on käynnissä Kuninkaantammen kaupunginosan rakennustyöt. Rakentaminen alkoi vuonna 2013 ja hankkeen arvioidaan valmistuvan vuonna 2025. Veden laatua tutkittiin kesän 2018 aikana aikavälillä 1.6.–11.9.2018, minkä lisäksi tutkimuksessa hyödynnettiin laajaa, 4.7.2011 lähtien kerättyä Hakuninmaanojan veden laadun aineistoa. Tutkittuja muuttujia (21 kpl) olivat kiintoaine ja orgaaninen aines, ravinteista kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori, liuenneen aineen kokonaispitoisuus, liuenneista kationeista natrium, kalium, kalsium ja magnesium, liuenneista anioneista fluoridi, kloridi, nitraatti ja sulfaatti, ja metalleista alumiini, mangaani, rauta, nikkeli, kupari, sinkki, kadmium ja lyijy. Tutkimuksessa tarkasteltiin muuttujien pitoisuuksien muutoksia havaintojakson aikana sekä verrattiin vuoden 2011 havaintoja vuoden 2018 havaintoihin. Muutoksen tilastollista merkitsevyyttä arvioitiin wilcoxonin merkittyjen sijalukujen testillä ja muuttujien välisiä korrelaatioita spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella.</p> <p>Kokonaistyyppi- ja nitraattipitoisuudet kohosivat voimakkaasti esirakennustöiden aikana tehtyjen kallioräjäytystöiden myötä. Kokonaistyyppipitoisuus oli kolmin- ja nitraattipitoisuus lähes viisinkertainen verrattuna rakentamista edeltävään aikaan. Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet laskivat rakentamista edeltäviin pitoisuuksiin nähden kolmas- ja neljäsosaan ja pysyivät korttelirakentamisen aikana verrattain matalina. Metallipitoisuudet laskivat tai pysyivät ennallaan tutkimusjakson aikana lukuun ottamatta sinkkipitoisuutta, joka kohosi korttelirakentamisen aikana. Metallipitoisuudet olivat kaiken kaikkiaan verrattain matalat ja useimpien metallien pitoisuusvaihtelun ei voitu arvioida olleen yhteydessä rakentamiseen. Kalium- ja fluoridipitoisuudet kohosivat typen lailla runsaimman maanmuokkauksen aikana eroosiosta ja räjäytystöistä johtuen. Rakennustöillä ei ole juuri ollut vaikutusta tutkittujen liuenneiden anionien ja kationien pitoisuuksiin.</p> <p>Hakuninmaanojan veden laatu on rakennustoiminnasta huolimatta useimpien muuttujien osalta tyydyttävä tai hyvä. Kuninkaantammen hulevesipilottialueen hulevettä puhdistavien ratkaisujen myötä ainakin kiintoaine- ja fosforipitoisuuden huippuarvot ovat pysyneet matalalla tasolla verrattuna aiempiin rakennustoiminnan vaikutuksia selvittäneisiin tutkimuksiin.</p>		
Avainsanat veden laatu, rakennustyömaa, Kuninkaantammi, Hakuninmaanoja, kaupunkipuro, kiintoaine, tyyppi, fosfori		
Säilytyspaikka		
Muita tietoja		



Faculty Faculty of Science		Department Department of Geosciences and Geography	
Author Kaisla Sanaslahti			
Title Effects of construction on stormwater quality – Examining stormwater pilot area Kuninkaantammi 2011–2018			
Subject Geography/Natural geography			
Level Master's thesis	Month and year May 2019	Number of pages 67 + 6 appendices	
<p>Abstract</p> <p>Construction is one of many factors degrading water quality in urban areas. The impacts on water quality can be notable and therefore it is important to identify them in order to protect urban stream ecosystems. The aim of this study was to investigate the effects of construction activities on the water quality of an urban stream, as compared to a period prior to construction. In addition, the aim was to evaluate the current state of the water quality and whether the storm water management solutions of Kuninkaantammi have had an impact on the water quality. The hypotheses are that construction activities have deteriorated the water quality by increasing the concentrations of suspended solids, nutrients and metals. Storm water management practices during construction is hypothesized to have been inadequate to protect the water quality.</p> <p>The study was carried out in north-western Helsinki, where the urban stream Hakuninmaanoja is located. The stream is affected by the construction of Kuninkaantammi neighbourhood, which is located within the same catchment, and is a pilot area for better storm water management. Construction was initiated in 2013 and, according to current plans, will be completed in 2025. The study is based on an extensive Hakuninmaanoja water quality data set collected since 4.7.2011 and an additional data set collected 1.6.–11.9.2018. The variables investigated were total suspended solids, organic solids, total nitrogen, total phosphorus, total dissolved solids, dissolved cations: sodium, potassium, calcium and magnesium, dissolved anions: fluoride, chloride, nitrate and sulphate, and metals: aluminium, manganese, iron, nickel, copper, zinc, cadmium and lead. The study included examining concentration changes of the variables during the observation period 4.7.2011–11.9.2018 and comparing values measured in 2011 to the values obtained in 2018. Wilcoxon signed rank test was used to determine the statistical significance of the change and Spearman's rank correlation coefficient to determine the correlations between variables.</p> <p>Total nitrogen and nitrate concentrations increased significantly during the primary phase of the construction due to blasting activities. The concentrations increased three- and almost fivefold compared to the prior construction phase. Total suspended solids and total phosphorus concentrations decreased during construction phase into a third and into a quarter of the concentrations prior to the construction and stayed relatively low during the house-building phase. Metal concentrations decreased or stayed unaltered during the observation period apart from zinc, which increased during the house-building phase. The metal concentrations were altogether relatively low during the observation period and most metal concentrations didn't seem to be related to the construction activities. Potassium and fluoride concentrations increased due to blasting and heavy civil works during the primary phase of the construction. Construction activities didn't seem to have had impacts on the anion and cation concentrations investigated.</p> <p>Regardless of the construction activities, the water quality of Hakuninmaanoja seems satisfactory or good with regard to most variables studied. The storm water management solutions used during construction of Kuninkaantammi have lead to low peak concentrations of suspended solids and total phosphorus, when compared to previous studies investigating water quality changes as result of construction.</p>			
Keywords water quality, construction, Kuninkaantammi, Hakuninmaanoja, urban stream, suspended solids, nitrogen, phosphorus			
Where deposited			
Additional information			

Sisällysluettelo

1 Johdanto	1
1.1 Aiempi tutkimus	2
1.2 Tutkimuksen tavoitteet	2
2 Urbaanien alueiden hydrologia	4
2.1 Hulevesi	5
2.2 Rakentamisen vaikutukset veden laatuun	7
2.3 Veden laadun muuttujat	9
2.3.1 Kiintoaine	9
2.3.2 Ravinteet	12
2.3.3 Metallit	14
2.3.4 Liuenneet kationit ja anionit	17
3 Tutkimusalue	18
3.1 Sijainti	18
3.2 Maaperä, kasvillisuus ja ilmasto	20
3.3 Kuninkaantammi hulevesipilotti-alueena	22
3.4 Maankäyttö ja Kuninkaantammen rakennushanke	24
4 Aineisto ja menetelmät	26
4.1 Veden laadun aineisto	26
4.1.1 Aineiston luotettavuus ja virhelähteet	27
4.2 Paikkatietoaineistot	27
4.3 Näytteenotto	28
4.4 Laboratoriomenetelmät	29
4.4.1 Laadunvarmistus ja virhelähteet	30
4.5 Tilastolliset menetelmät	31
5 Tulokset	32
5.1 Havaintojakson sää	32
5.2 Laboratorioanalyysit	33
5.2.1 Kiintoaine	33
5.2.2 Ravinteet	34
5.2.3 Metallit	36
5.2.4 Liuenneet kationi- ja anionimuotoiset aineet ja liuenneen aineen kokonaismäärä	38
6 Tulosten tarkastelu	41
6.1. Hakuninmaanojan veden laatu	41

6.2 Kiintoaine ja kokonaisfosfori	42
6.2.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus kiintoaine- ja fosforipitoisuuksiin	44
6.3 Kokonaistyyppi ja nitraattityppi	46
6.3.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus typpipitoisuuksiin	47
6.4 Metallit	49
6.4.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus metallipitoisuuksiin	50
6.5 Liuenneet kationit ja anionit sekä liuenneen aineen kokonaispitoisuus.....	52
6.5.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus liuenneiden kationien ja anionien pitoisuuksiin	52
6.6 Kuninkaantammen rakentamisen aikainen vesiensuojelu.....	55
7 Johtopäätökset	56
7.1 Virhelähteet ja jatkotutkimusaiheet.....	58
8 Kiitokset	59
9 Kirjallisuus.....	60
10 Liitteet.....	68

Liitteet:

Liite 1: Mitattujen muuttujien tilastolliset tunnusluvut

Liite 2: Liuenneiden metallien pitoisuuskuvaajat: Al, Fe, Pb, Cu, Ni ja Mn

Liite 3: Liuenneiden kationien ja anionien pitoisuuskuvaajat: Na^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^-

Liite 4: Liuenneiden kationien ja anionien pitoisuudet vertailujaksoilla 2011 ja 2018

Liite 5: Liuenneiden metallien pitoisuudet vertailujaksoilla 2011 ja 2018

Liite 6: Korrelaatiomatriisi

Lyhenteet:

TSS	Kiintoaine (<i>total suspended solids</i>)
OS	Orgaaninen aines (<i>organic solids</i>)
TN	Kokonaistyyppi
TP	Kokonaisfosfori
Na ⁺	Natrium
K ⁺	Kalium
Ca ²⁺	Kalsium
Mg ²⁺	Magnesium
F ⁻	Fluoridi
Cl ⁻	Kloridi
NO ₃ ⁻	Nitraatti
SO ₄ ²⁻	Sulfaatti
TDS	Liuenneen aineen kokonaismäärä (<i>total dissolved solids</i>)
Al	Alumiini
Mn	Mangaani
Fe	Rauta
Ni	Nikkeli
Cu	Kupari
Zn	Sinkki
Cd	Kadmium
Pb	Lyijy

1 Johdanto

Luonnontilaisten alueiden rakentaminen urbaaneiksi heikentää pintavesien laatua, millä on haitallisia vaikutuksia vesiekosysteemeille ja kaupunkipurojen biodiversiteetille (esim. Paul & Meyer 2001; Walsh et al. 2005; McGrane 2016). Kaupungistumisen myötä vettä läpäisemättömän pinnan osuus pinta-alasta kasvaa, mikä kasvattaa hulevesivaluntaa ja haitta-aineiden pitoisuuksia kaupunkipuroissa. Haitta-aineita päätyy kaupunkipuroihin muun muassa liikenteestä, teollisuuden prosesseista, jätevesivuodoista ja katujen liukkaudentorjunta-aineista. Rakennustoiminnan on myös todettu olevan merkittävä haitta-aineiden lähde kaupunkialueilla (esim. Wolman and Schick, 1967; Sonzogni et al. 1980; Bales et al. 1999; Burton & Pitt 2002). Hulevesien parempaan käsittelyyn on viime vuosina alettu kiinnittää enemmän huomiota ja olisi tarpeen panostaa myös rakentamisen aikaiseen vesiensuojeluun, sillä kertaluontoisuudesta huolimatta rakennustyömaiden vesistövaikutukset voivat olla paikallisesti suuria.

Nopea kaupungistuminen on maailmanlaajuinen ilmiö. Jo yli 55 % maailman väestöstä asuu urbaaneilla alueilla ja kaupungistumisen ennustetaan kasvavan 68 % vuoteen 2050 mennessä (UN 2018). Suomessa 85 % väestöstä asui taajamissa vuoden 2017 lopussa (SVT 2018; Tilastokeskus 2018). Helsingin seudun asukasluvun ennustetaan kasvavan noin 30 % vuoteen 2050 mennessä (Vuori & Laakso 2017). Uusia asuinalueita ja kokonaisia kaupunginosia on rakenteilla eri puolilla Helsinkiä, jolloin kunnallistekniikan, kuten teiden ja viemäriverkostojen, rakentaminen ja asuntorakentaminen on kiivasta. Näin ollen tarve tehokkaalle vesiensuojelulle on suuri. Kaupunkipurot ovat tärkeä osa kaupunkiluontoa ja niiden virkistysellinen arvo on merkittävä.

Helsingin Kaarelassa on parhaillaan käynnissä Kuninkaantammen kaupunginosan rakennushanke ja tutkimuksen tarkoituksena on selvittää hankkeen vaikutuksia samalla valuma-alueella sijaitsevan Hakuninmaanojan veden laatuun. Tutkimuksen lähtökohtana on Helsingin kaupungin ja Helsingin yliopiston yhteinen tavoite selvittää Hakuninmaanojan veden laadun vaihtelua. Tämä tutkimus toimii jatkumona Stuartin (2012) pro gradu -tutkielmaan, jossa tutkittiin Hakuninmaanojan veden laatua aikana ennen rakentamisen aloittamista. Kuninkaantammesta suunnitellaan vehreää elämyksellistä kaupunginosaa 5500 asukkaalle, ja sen rakentamisessa painotetaan ekologisesti kestäviä ja ilmastoviisaita ratkaisuja. Kuninkaantammi on Helsingin hulevesien hallinnan pilottialue, jossa panostetaan huleveden luonnonmukaiseen hallintaan erilaisten hulevettä viivyttävien ja puhdistavien suunnitteluratkaisujen avulla. Alueen hulevesiä johdetaan luonnollisia valuntareittejä pitkin Hakuninmaanojaan, ja huleveden laatu on pyritty ottamaan huomioon jo rakennusvaiheessa. Kuninkaantammen rakennustyöt on aloitettu vuonna 2013 ja hankkeen arvioidaan valmistuvan vuonna 2025.

1.1 Aiempi tutkimus

Hulevesien laatua on tutkittu runsaasti kansainvälisesti (esim. Butler & Davies 2000; Paul & Meyer 2001; Burton & Pitt 2002; Göbel et al. 2007), mutta myös muutamassa tutkimuksessa Suomessa (esim. Melanen 1980; Melanen & Laukkanen 1981; Kotola & Nurminen 2003a; 2003b). Sen sijaan rakennusvaiheessa olevien alueiden veden laatua tarkastelevia tutkimuksia on toistaiseksi vähän. Rakentamisen vaikutuksia tarkastelevissa tutkimuksissa on keskitytty lähinnä sedimenttikuormitukseen, joten esimerkiksi ravinne- ja metallipitoisuuksien muutokset ovat jääneet vähäiselle huomiolle. Keskeisimmät tutkimukset rakentamisen aikaisesta kiintoainekuormituksesta (Wolman 1967; Beschta 1978; Sonzogni et al. 1980; Harbor 1999) on tehty jo viime vuosituhanella.

Yksi harvoja rakennusajan veden laadun tutkimuksia on Line & White (2007), jossa vertailtiin kahden valuma-alueen, rakennettavan ja rakentamattoman, veden laatua. Line et al. (2002) tutkimuksessa verrattiin vuoden ajan kuuden valuma-alueen, joista yhdellä oli rakennustoimintaa, huleveden haitta-ainepitoisuuksia. Suomessa Kotola ja Nurminen (2003b) sekä Vakkilainen et al. (2005) vertasivat keskenään kolmen valuma-alueen; pientalo- ja kerrostaloalueen sekä rakennusvaiheessa olevan, haitta-ainepitoisuuksia. Sillanpään (2013) väitöskirjatutkimuksessa tarkasteltiin kolmen eri valuma-alueen hulevesien ainepitoisuuksia, joista yksi oli rakennustoiminnan vaikutuksen alainen.

Aiemmat rakentamisen vesistövaikutuksia käsittelevät tutkimukset on toteutettu vertaamalla rakennustyömaan valuma-alueen vesien ainepitoisuuksia luonnontilaisen tai jo rakennetun asuinalueen valuma-alueen pitoisuuksiin. Sen sijaan tutkimusasetelmaa, jossa saman valuma-alueen valumavesien pitoisuuksia verrataan ennen rakentamisen aloittamista ja rakennusvaiheen aikana, ei ole tullut kirjallisuudessa vastaan. Rakentamisen aikaisia vesistövaikutuksia on tärkeää tutkia lisää, jotta vaikutusten vakavuutta voidaan arvioida paremmin ja kehittää tapoja kuormituksen vähentämiseksi.

1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää Kuninkaantammen kaupunginosan rakentamisen aikaisia vaikutuksia Hakuninmaanojan veden laatuun. Hakuninmaanoja on osa Mätäjokea, Helsingin suurinta kaupunkipuroa. Tarkoituksena on vertailla veden laadun aineistoa ajalta ennen Kuninkaantammen rakennustöiden aloittamista rakentamisen aikana kerättyyn aineistoon sekä vertailla keskenään vuosilta 2011 ja 2018 valittujen havaintojaksojen pitoisuuksia. Tutkimus perustuu laajaan, monimuuttujaiseen aineistoon, joka kattaa pitkän ajanjakson ja näin ollen mahdollistaa veden laadun muutoksen arvioinnin luotettavasti.

Hypoteesina on, että asuinalueen rakentamisen vaikutukset Hakuninmaanojan veden laatuun ovat merkittävät. Kiintoainekuormituksen lisääntymisen ohella metalli- ja ravinnepitoisuuksien voidaan

aiemman tutkimuksen perusteella odottaa kasvaneen. Hakuninmaanojan nykyinen veden laatu on oletettavasti luonnontilaisten purojen veden laatuun verrattuna heikko, mutta pientalovaltaisen maankäytön ja teollisuus- ja liikennealueiden vähäisyyden takia mahdollisesti parempi kuin kaupunkipuroissa tavallisesti. Kuninkaantammi on huleveden luonnonmukaisen käsittelyn pilottialue ja hulevesien hallintasuunnitelman loppuraportissa (FCG 2009) hulevettä puhdistavat hulevesikosteikot suositellaan ottamaan käyttöön ennen rakentamisen aloittamista. Toisaalta, raportin mukaan erityistä huomiota on kiinnitettävä toisen, Vantaanjokeen laskevan valuma-alueen hulevesien laatuun Vantaanjoen vuollejokisimpukkaesiintymän takia. Korttelikohtaiset hulevesiratkaisut valmistuvat suunnitelman mukaan alueen rakentamisen aikana ja imeytysaltaat otetaan käyttöön vasta rakennustöiden valmistuttua, kiintoainekuormituksesta johtuvan tukkeutumisen ehkäisemiseksi. Näin ollen voidaan odottaa, että rakentamisen aikaisessa vesiensuojelussa olisi ollut parantamisen varaa.

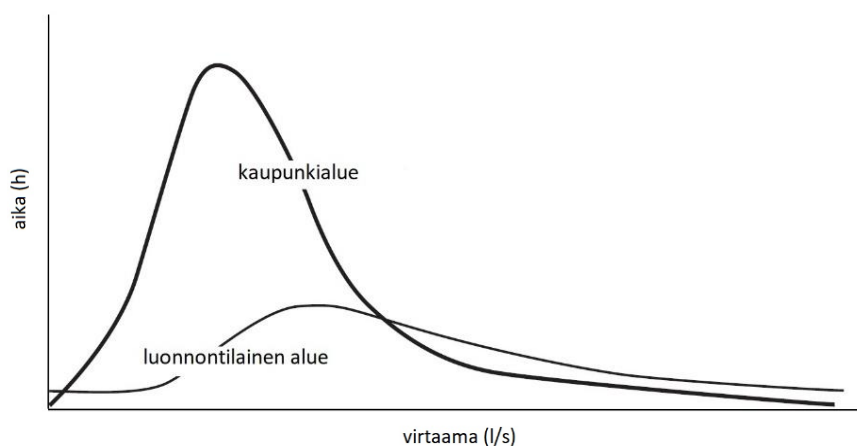
Tutkielman tutkimuskysymykset ovat seuraavat:

1. Miten asuinalueen rakentaminen näkyy kaupunkipuron veden laadussa, kun sitä verrataan rakentamista edeltävään aikaan?
2. Kuinka merkittävä kiintoaineen ja tärkeimpien ravinteiden kuormitus on kaupunkivesiin rakentamisen aikana?
3. Millainen on Hakuninmaanojan veden laatu ja ovatko Kuninkaantammen rakentamisen aikaiset vesiensuojelun toimenpiteet olleet riittäviä?

2 Urbaanien alueiden hydrologia

Kaupunkialueiden hydrologia poikkeaa luonnontilaisten alueiden hydrologiasta. Sadanta on kaupungeissa keskimäärin 10 % runsampaa ja haihdunta vastaavasti heikompaa kuin luonnontilaisilla alueilla (Vakkilainen et al. 2015). Runsaampi sadanta johtuu esimerkiksi tiivistymishiukkasten paremmasta saatavuudesta ja ilman turbulenssista (Heino 1978 cit. Chandler 1970), kun taas haihdunnan vähäisempi määrä johtuu mm. kasvipeitteen vähäisyydestä verrattuna luonnontilaisiin alueisiin sekä katetun pinnan suuresta määrästä (Starke et al. 2010; Fletcher et al. 2013).

Luonnontilaisilla alueilla valtaosa sade- ja sulamisvesistä imeytyy maaperään ja muodostaa pohjavettä tai valuu maaperässä lähimpiin vesistöihin. Osa sadevedestä sitoutuu kasvillisuuteen ja osa haihtuu. Urbaanien alueiden keskeisin hydrologinen piirre verrattuna luonnontilaisiin alueisiin on läpäisemättömän pinnan suuri osuus pinta-alasta, mikä lisää pintavalunnan määrää. Virtaamahuiput kasvavat, kun vesi virtaa läpäisemättömiltä pinnoilta nopeasti sadevesiputkia pitkin puroon sen sijaan, että valtaosa siitä imeytyisi maaperään kuten luonnontilaisilla alueilla (Paul & Meyer 2001). Kaupunkipurojen virtaamakuvaajat ovatkin tyypillisesti jyrkästi nousevia sateen aikana (kuva 1). Kaupungistuminen johtaa lisäksi kasvillisuuden vähenemiseen ja maaperän tiivistymiseen, millä on samansuuntaisia vaikutuksia valuntaan kuin läpäisemättömän pinnan lisääntymisellä (Booth & Jackson 1997). Kaupunkipurojen uomat eroavat tyypillisesti luonnontilaisten purojen uomista, sillä niitä muokataan esimerkiksi suoristamalla ja ruoppaamalla. Kaupungistumisen aiheuttamia muutoksia pintavesissä käsittelevässä kirjallisuudessa edellä mainituista muutoksista käytetään usein termiä *urban stream syndrome* (Meyer et al. 2005; Walsh et al. 2005).



Kuva 1. Kaupunkialueen ja luonnontilaisen alueen virtaama suhteessa aikaan (Ruth 2004). Kaupungeissa virtaamahuiput ovat suuria ja virtaaman vaihtelu nopeaa, luonnontilaisilla alueilla virtaama sen sijaan tasaisempaa.

Kaupungistuminen heikentää veden laatua, sillä haitta-aineshuhtoutumien määrät ovat suurempia ja vettä puhdistavan kasvillisuuden määrä pienempi kuin luonnontilaisilla alueilla (Vakkilainen et al. 2005). Kaupunkivesissä mm. ravinteiden ja metallien pitoisuudet ovat verrattain suuria (Pratt et al. 1981; Paul & Meyer 2001). Kaupunkivesien yleisimpiä haitta-aineita ovat kiintoaine, ravinteet (N, P) ja raskasmetallit (mm. Cu, Ni, Pb, Zn) (Sillanpää 2013). Kaupunkivesille on myös ominaista korkea sähkönjohtavuus, joka indikoi liuenneiden suolojen (mm. SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) korkeaa pitoisuutta (Nagy et al. 2012; Halstead et al. 2014). Lisäksi veden pH ja lämpötila ovat tyypillisesti korkeammat kaupunkialueiden vesissä verrattuna luonnontilaisiin alueisiin (Nagy et al. 2012).

Urbaanin valunnan vaikutus kaupunkipuron veden laatuun riippuu monesta tekijästä. Valuma-alueen ominaisuuksista esimerkiksi sen koko, läpäisemättömän pinnan osuus pinta-alasta, liikenneverkkojen ja teollisuusalueiden laajuus ja sijoittuminen sekä asumistiheys vaikuttavat veden laatuun. Hydrologisista tekijöistä sen sijaan veden laatuun vaikuttavat muun muassa valunnan määrä, kesto, intensiteetti, frekvenssi ja vastaanottavan vesialueen koko (Porcella & Sorensen 1980; House et al. 1993).

2.1 Hulevesi

Hulevedeksi kutsutaan kaupunkialueilla kaduilta, katoilta ym. katetuilta pinnoilta syntyvää sade- ja sulamisvettä. Hulevettä ohjaillaan ja johdetaan Suomessa tyypillisesti erillisissä hulevesiviemäriverkostoissa sekä niihin liittyvissä avo-ojissa eli kaupunkipuroissa. Ero huleveden ja kaupunkipurojen välillä voidaan määritellä valuma-alueen ominaisuuksien kautta: kaupunkipuron valuma-alue on laajempi ja monimuotoisempi kuin huleveden valuma-alue, joka voi käsittää esimerkiksi yhtä sadevesiviemäriä ympäröivän kertymäalueen. Kaupunkipurot ja hulevesi ovat tiiviissä yhteydessä toisiinsa, sillä kaupunkipurojen virtaama muodostuu pääosin hulevedestä (Ruth 2004).

Hulevesihuhtouma on suurimmillaan sulamiskaudella ja runsaiden sateiden aikaan (Kotola & Nurminen 2003). Rankkasateiden aiheuttamat hulevesitulvat lisäävät uomaeroosiota kaupunkipuroissa sekä luovat haasteita rakennuspohjien kuivana pitämiselle. Kaduilta huuhtoutuu valunnan mukana vastaanottaviin vesiin haitallisia aineita, kuten liuenneita metalleja ja ravinteita, jotka heikentävät veden laatua ja vesiekosysteemien toimintaa. Haitta-aineet ovat peräisin muun muassa liikenteestä, rakentamisesta, teollisuudesta ja eläinten jätöksistä. Lisäksi pohjaveden pinta voi laskea, kun katetun pinnan lisääntymisen myötä maaperään imeytyminen heikkenee, mikä saattaa vaurioittaa rakennusten puupaalutettuja perustuksia (Nurmi et al. 2008). Mitä enemmän läpäisemätöntä pintaa, sitä suurempi on syntyvän huleveden määrä ja virtausnopeus, sekä huuhtoutuva haitta-ainesmäärä (Paul & Meyer 2001).

Hulevesien luonnonmukainen hallinta on noussut tärkeäksi teemaksi kaupunkisuunnittelussa. Hulevesien hallinnan tavoitteena on mahdollisuuksien mukaan palauttaa kaupunkialueen hydrologia luonnontilaisen

alueen hydrologiaa vastaavaksi. Keskeistä luonnonmukaisessa hulevesisuunnittelussa on tarkastella hulevesien hallintaa laajasti, valuma-alueitasolla. Hulevettä pyritään erilaisten pinnalta avoimien suunnitteluratkaisujen avulla viivyttämään syntypaikallaan, imeyttämään maahan sekä laskeuttamaan altaissa sen sijaan, että se johdettaisiin putkistoja pitkin kaupunkipuroihin. Suunnitteluratkaisuilla pystytään vähentämään hulevesivalunnan määrää, tasaamaan virtaaman vaihteluita ja parantamaan veden laatua (Vakkilainen et al. 2005).

Keskeisiä huleveden luonnonmukaisen hallinnan ratkaisuja ovat esimerkiksi viivytyspainanteet, hulevesikosteikot ja viherkatot. Viivytyspainanteet ovat hulevettä kerääviä altaita, jotka voivat olla joko sateen jälkeen kokonaan tyhjeneviä tai pysyvästi veden täyttämiä, jolloin niillä on myös maisema- ja virkistysarvoa (Ahponen 2005). Kosteikot ovat veden peittämiä painanteita, joilla kasvaa kosteikkokasvillisuutta. Sekä luonnontilaiset että rakennetut kosteikot hallitsevat hulevesiä viivyttämällä, laskeuttamalla kiintoainesta ja puhdistamalla vettä mikrobiologisesti (Ahponen 2005). Kosteikot lisäävät sedimentaatiota ja siten vähentävät kiintoainekseen kiinnittyneiden haitallisten aineiden pitoisuuksia vedessä. Typpikuormitus vähenee bakteerien denitrifikaation myötä ja sekä typpeä että fosforia sitoutuu kasveihin (Puustinen et al. 2000; Ahponen 2005). Viherkattoihin imeytyy sadevettä, mikä tasaa virtaamahuippuja.

Suomessa ei ole aiemmin juuri harjoitettu hulevesien kokonaisvaltaista ja laaja-alaista hallintaa tai haittavaikutuksia ennaltaehkäisevää suunnittelua, vaan hulevesien hallinta on ollut lähinnä tapauskohtaista (Suomen Kuntaliitto 2012). Maankäyttö- ja rakennuslain sekä vesihuoltolain muutos vuonna 2014 on edesauttanut hulevesien paremman hallinnan suunnittelua (Pöyry 2018). Maankäyttö- ja rakennuslain (MRA 22.8.2014/682) mukaan hulevesien hallinnan yleisenä tavoitteena on (Finlex 2018a):

1. kehittää hulevesien suunnitelmallista hallintaa erityisesti asemakaava-alueella
2. imeyttää ja viivyttää hulevesiä niiden kerääntymispaikalla
3. ehkäistä hulevesistä ympäristölle ja kiinteistölle aiheutuvia haittoja ja vahinkoja ottaen huomioon myös ilmaston muuttuminen pitkällä aikavälillä
4. edistää luopumista hulevesien johtamisesta jätevesiviemäriin

Helsingissä hulevesien hallintaa ohjaa vuonna 2008 määritelty Helsingin kaupungin hulevesistrategia. Sen tavoitteena ovat tulvimisen estäminen, pohjaveden pinnan ennallaan pitäminen, alueellisen kuivatuksen varmistaminen, haitallisten aineiden minimoiminen ja huleveden parempi hyödyntäminen (Nurmi et al. 2008). Strategiassa hulevesien eri hallintakeinoille on määritelty prioriteettijärjestys (taulukko 1).

Taulukko 1. Hulevesien hallintamenetelmien tärkeysjärjestys Helsingin kaupungin hulevesistrategiassa
(Nurmi et al. 2008)

I	Hulevedet käsitellään ja hyödynnetään syntypaikallaan
II	Hulevedet johdetaan pois syntypaikaltaan hidastavalla ja viivyttävällä järjestelmällä
III	Hulevedet johdetaan pois syntypaikaltaan hulevesiviemärisä yleisillä alueilla sijaitseville hidastus- ja viivytysalueille ennen vesistöön (puroon) johtamista
IV	Hulevedet johdetaan hulevesiviemärisä suoraan vastaanottavaan vesistöön
V	Hulevedet johdetaan sekavesiviemärisä vedenpuhdistamolle

2.2 Rakentamisen vaikutukset veden laatuun

Tyypillisiä kaupunkialueiden hulevesien sisältämiä haitta-aineita ovat kiintoaine, ravinteet, metallit, kloridi, öljyt, rasvat, torjunta-aineet sekä suolistoperäiset bakteerit. Rakennustyömaiden hulevedet sisältävät jokseenkin samoja haitta-aineita, joista keskeisimpiä ovat kiintoaine, ravinteet ja metallit (EPA 2000; Burton & Pitt 2002; Phillips et al. 2003; Kotola et al. 2015).

Rakennustyömaiden kuormituslähteitä ovat mm. maanpinnan eroosio, työmaavedet, rakennusmateriaalit ja -jätteet, räjäytystyöt ja yksittäiset päästölähteet, kuten esimerkiksi polttoaineet, öljyt, pesuvedet ja maalit (taulukko 2) (RTS 2016, EPA 2007). Päästöjen määrään vaikuttavat mm. sadanta, maaperän ominaisuudet, maanmuokkaus, valuma-alueen topografia ja rakennustoimenpiteet (Burton & Pitt 2002). Rakentaminen voidaan jakaa kahteen vaiheeseen: esirakennustöihin sekä rakennusten ja muun infrastruktuurin rakentamiseen. Ensimmäiseen vaiheeseen kuuluvat mm. maanmuokkaus ja kallioperän louhinta, joiden seurauksena etenkin kiintoaine- ja ravinnekuormitus kasvavat (Line & White 2007). Toiselle vaiheelle tyypillisempiä ovat esimerkiksi rakennusmateriaalien ja koneiden kulumisesta syntyvät metalli- ja muiden haitta-aineiden päästöt (Sillanpää 2013 cit. Overton & Meadows 1976).

Taulukko 2. Rakennustyömaan kuormituslähteitä (muokattu EPA 2007; Ferguson 1998).

	maanmuokkaus, kaivuutyöt	asfaltointi	betoni- huuhtoumat	maalauk- sotyöt	kaivantojen kuivatus	jätevesi- vuodot	räjäytystyöt, poraaminen	rakennus- materiaalit	kaluston kuluminen
kiintoaine	x	x			x		x	x	
ravinteet	x				x	x	x		
metallit			x	x	x		x	x	x
muut haitalliset aineet			x	x	x			x	x
pH			x	x	x		x	x	
virtaama					x	x			
sameus	x		x		x	x			
lämpötila					x	x			

Työmaavesi muodostaa osan työmailla muodostuvasta hulevedestä. Sillä tarkoitetaan rakennustöiden aikana maahan syntyviin kaivantoihin kerääntyvää vettä, joka on peräisin sadevedestä, maaperästä suotautuvasta pohjavedestä, ympäröivillä pinnoilla syntyvästä hulevedestä sekä rakennustöissä käytetystä vedestä. Työmaaveden sedimenttipitoisuus on usein korkea ja se sisältää tyypillisesti haitta-aineita, kuten ravinteita ja raskasmetalleja.

Lainsäädäntö ohjaa työmaavesien hallintaa ympäristönsuojelulain (27.6.2014/527) nojalla (Finlex 2018b). Kunnat voivat ohjata työmaavesien käsittelyä esimerkiksi rakennusjärjestyksessä ja lupamenettelyissä. Helsingin kaupungin rakennusjärjestyksessä (22.9.2010) 43 § kielletään laskemasta runsaasti kiintoainesta tai haitallisia aineita sisältäviä hulevesiä ojiin tai suoraan vesistöihin (Helsingin kaupunki 2010). Helsingin kaupungin työmaavesiohjeessa ojiin ja hulevesiviemäriin johdettavan tai maaperään imeytettävän työmaaveden tulee ylittää määrätyt laatuvaatimukset (taulukko 3) (Helsingin kaupunki 2013).

Taulukko 3. Ohjeellisia arvoja työmaavesien veden laadun muuttujille Helsingin kaupungin työmaavesiohjeen mukaan (Helsingin kaupunki 2013).

kiintoaine	< 300 mg/l
pH	6–9
lämpötila	< 25 °C
öljyt	< 5 mg/l

Rakennustietosäätiön rakennustyömaan hulevesien hallintaoppaan (RTS 2016) mukaan työmaavesien käsittelymenetelmiä ovat kiintoaineksen poistamiseksi esimerkiksi laskeuttaminen, suodatus ja kemiallinen saostus, ravinteiden poistamiseksi biologinen tai kemiallinen saostus, ilmastus ja laskeuttaminen, metallien poistamiseksi kemiallinen saostus ja suodatus sekä muiden liuenneiden aineiden poistamiseksi aktiivihilisuodatus. Käytännössä osa näistä menetelmistä on työmaaolosuhteissa kallista ja työlästä toteuttaa, jolloin työmaavesi voidaan kuljettaa käsiteltäväksi muualle.

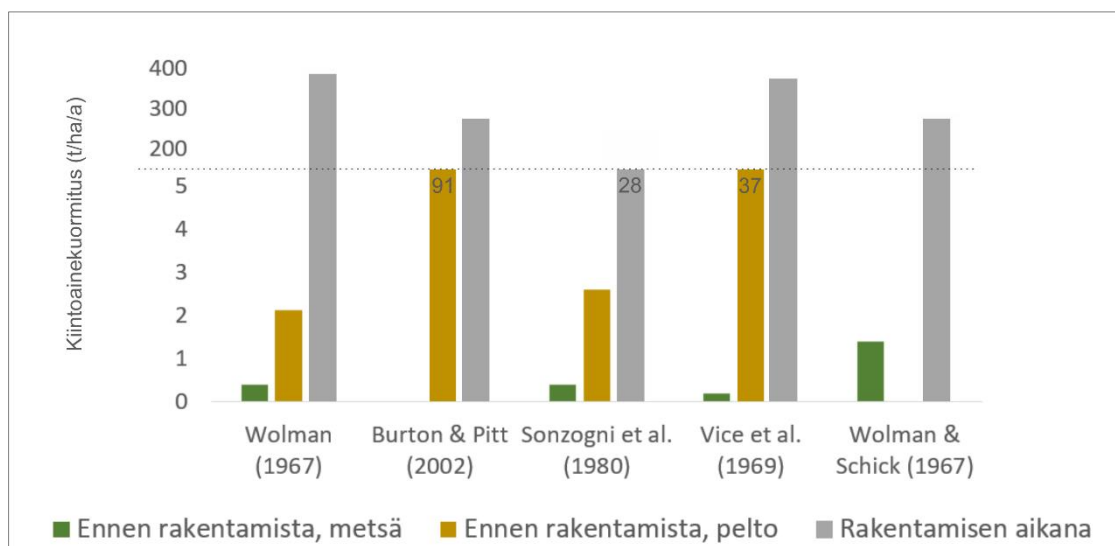
Rakennustöiden aikainen hulevesien hallinta tulee suunnitella huolellisesti osana rakennustöitä. Keinoja sedimenttikuormituksen vähentämiseksi ovat mm. kasvipeitteen säilyttäminen, maaperän paljaanapitämisajan minimoiminen tehokkaalla työnsuunnittelulla, paljaan maaperän kattaminen väliaikaisesti esimerkiksi huopakatteella ja rakennustyömaan ulkopuolelta valuvan huleveden pääsyn estäminen työmaalle (Harbor 1999). Ennaltaehkäisevistä keinoista huolimatta eroosiota tapahtuu työmailla silti jonkin verran, jolloin esimerkiksi kiintoainesta keräävät laskeutusaltaat ja suodatuspadot ovat hyviä ratkaisuja työmailla (Harbor 1999).

2.3 Veden laadun muuttujat

Veden laatua voidaan arvioida erilaisten fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten muuttujien avulla. Tässä tutkimuksessa tarkasteltavia fysikaalis-kemiallisia muuttujia ovat kiintoaine, orgaaninen aines, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, liuenneista kationeista ja anioneista natrium, kalium, kalsium, magnesium, fluoridi, kloridi, nitraatti ja sulfaatti sekä liuenneista metalleista alumiini, mangaani, rauta, nikkeli, kupari, sinkki, kadmium ja lyijy.

2.3.1 Kiintoaine

Kiintoaineeksi kutsutaan veden mukana kulkeutuvia kiinteitä hiukkasia, jotka voidaan erottaa vedestä suodattamalla. Kiintoainetta ovat läpimitaltaan yli 0,45 µm kokoiset partikkelit ja tämän huokoskoon katsotaan olevan raja kiinteän ja liuenneen aineen välillä (Virkanen et al. cit. Eaton et al. 1995). Kiintoaine koostuu mineraaliaineksesta ja orgaanisesta aineksesta. Urbaaneilla alueilla kiintoaineen lähteitä ovat katupöly, maanrakennustyöt ja uomaeroosio (Ferguson 1998). Rakentaminen lisää vesien kiintoainepitoisuutta lisääntyneen eroosion myötä, minkä taustalla on tyypillisesti kasvipeitteen poistamisesta johtuva vesi- ja tuulieroosion lisääntyminen sekä maan muokkaaminen (Barrett et al. 1995; Line & White 2007; Line et al. 2011). Rakennettavan alueen ainehuuhtoumat ovat suurimmillaan maanrakennustöiden aikana. Kiintoainekuormitukseen vaikuttavat lisäksi esimerkiksi valuma-alueen maa- ja kallioperän ominaisuudet, topografia ja kasvipeite (Burton & Pitt 2002).



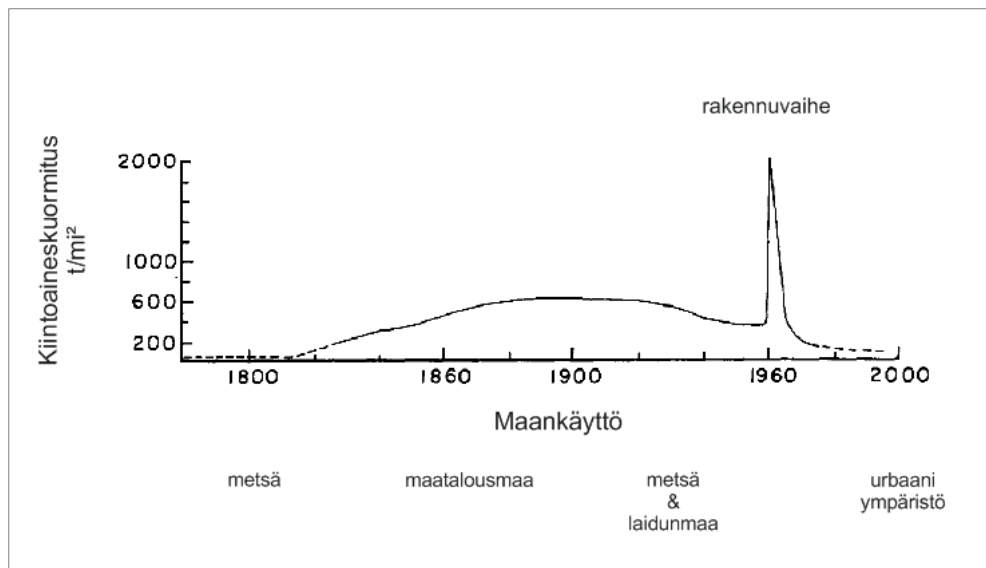
Kuva 2. Kiintoainekuormitus valuma-alueilta, joilla on käynnissä rakennushanke, viiden eri tutkimuksen mukaan. Metsä- sekä peltovaltaisten valuma-alueiden kiintoainekuormitus ennen rakentamisen aloittamista on ollut vähäinen verrattuna rakentamisen aikaiseen kuormitukseen samalla valuma-alueella. Huomaa katkaistu pysty akseli. (Kuva tekijän muokkaama)

Kiintoaine on merkittävin rakennustyömailta vesistöihin päätyvä kuormitustekijä. Kiintoainekuormitus rakennettavalta alueelta on moninkertainen verrattuna rakentamista edeltävään aikaan (kuva 2) (Wolman & Schick 1967; Wolman 1967; Vice et al. 1969; Sonzogni et al. 1980; Burton & Pitt 2002). Barrettin (et al. 1995) mukaan kiintoainekuormitus oli rakennustyömaa-alueen alajuoksulla 470 % korkeampi verrattuna yläjuoksun pitoisuuteen. Harborin (1999) mukaan rakennustyömaan kiintoainekuormitus voi olla jopa 40 000 -kertainen verrattuna aikaan ennen rakentamista. EPA:n (2000) mukaan rakennustyömaiden kiintoainekuormitus on 10–20 kertaa suurempi kuin maatalousmailta ja 1000–2000 kertaa suurempi kuin metsäalueilta.

Vakkilaisen (et al. 2005) tutkimuksessa verrattiin keskenään kolmen valuma-alueen (pientalovaltainen, kerrostalovaltainen ja rakennusvaiheessa oleva) ainehuuhtoumia. Kiintoaineen vuosihuutouma oli rakennettavalta alueelta kolminkertainen verrattuna kerrostaloalueeseen ja kuusinkertainen verrattuna pientaloalueeseen. Sonzognin (et al. 1980) mukaan rakennustyömaan huleveden kiintoainekuorma voi olla jopa 2500-kertainen verrattuna väljästi rakennetun asuinalueen huleveden kiintoainekuormaan.

Kiintoainekuormituksen määrä on pitkälti riippuvainen sademäärästä ja sadetapahtuman intensiteetistä (Nelson 1996; Daniel et al. 1979). Valtaosa rakennustyömaalta tulevasta kiintoainekuormituksesta voi tapahtua vain muutaman, runsaan sadetapahtuman aikana (Wolman 1967) ja kuormitus voi olla yhden sadetapahtuman aikana yhtä suuri kuin normaalitilanteessa vuosikymmenen aikana samalta alueelta (EPA 2000). Varhaisessa rakentamisen vaikutuksia sedimenttikuormitukseen tarkastelevassa tutkimuksessa huomattiin, että neljän vuoden tutkimusjaksolla 37 % virtaamasta ja 99 % sedimenttikuljetuksesta tapahtui 88 runsaan sadetapahtuman aikana, joiden yhteen laskettu kesto oli 3 % tutkimusjakson kokonaiskestosta. 85 % sedimentistä oli peräisin valtatie rakennustyömaalta sen pinta-alan ollessa 1–10 % valuma-alueen pinta-alasta (Vice et al. 1969). Wolman (1967) kuvaa kiintoainekuormituksen pitkän aikavälin muutosta valuma-alueella Yhdysvalloissa 1800-luvulta 2000-luvulle (kuva 3).

Kiintoaine kasaantuu kaupunkipuroissa uoman pohjalle ja voi vaikuttaa veden virtaukseen sekä pienentää uoman tilavuutta, mikä johtaa kohonneeseen tulvimisriskiin (Savini & Kammerer 1961; Paul & Meyer 2001). Kiintoaine vähentää valon määrää vedessä, mikä heikentää perustuotantoa ja lopulta biodiversiteettiä (Henley et al. 2000; Vakkilainen et al. 2005). Kalojen kutupaikat voivat vaurioitua sedimentin täyttyessä kutusoraikkojen huokosia (Bjornn & Reiser 1991). Runsas sedimentaatio heikentää kalojen ja pohjaeläinten elinmahdollisuuksia esimerkiksi vahingoittamalla kiduksia (House et al. 1993; Burton & Pitt 2002). Kiintoaineen orgaaninen aines lisää suurina pitoisuuksina hajotusta ja siten hapenkulutusta vedessä, mikä heikentää happiolosuhteita.



Kuva 3. Valuma-alueen kiintoainekuormituksen ajallinen muutos Marylandin Piedmontissa (U.S.A) (muokattu: Wolman 1967). Kiintoainekuormitus on lisääntynyt maankäytön muuttuessa ensin metsästä viljelymaaksi ja sen jälkeen kääntynyt laskuun laidunmaan lisääntyessä. Rakennushankkeen aikana kiintoainekuorma kohoaa moninkertaiseksi aiempaan verrattuna, mutta laskee nopeasti rakentamisen jälkeen takaisin aiemmalle tasolle tai mahdollisesti alemmaksi.

Ravinteet, metallit ja muut aineet kulkeutuvat vedessä pääosin kiintoaineeseen kiinnittyneinä. Näin ollen kiintoaineen lisääntyminen merkitsee myös muiden aineiden pitoisuuksien lisääntymistä. Kotolan ja Nurmisen (2003b) tutkimuksessa verrattiin kaupunkialueilta otettujen hulevesinäytteiden ainepitoisuuksia suodatetuissa ja suodattamattomissa näytteissä ja havaittiin, että fosforista oli kiintoaineeseen sitoutuneena keskimäärin 66 % ja typestä 18 %. Valuma-alueelta, jolla oli käynnissä tienrakennus, kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin osuus oli 85 %. Kotolan ja Nurmisen (2003a cit. Kjølholt et al. 1997) tutkimuksessa lyijyn sitoutumisaste oli yli 90 %. Veden happamuus vaikuttaa aineiden sitoutumiseen: se on voimakkaampaa veden pH:n ollessa yli 7 (Dempsey et al. 1993; Kotola & Nurminen 2003).

2.3.2 Ravinteet

Ravinteet, joista vesistöjen kuormituksen kannalta merkittävimpiä ovat pääravinteet typpi ja fosfori, voivat suurina pitoisuuksina johtaa pintavesien rehevöitymiseen. Se voi edetessään johtaa happikatoon biologisen hajotustoiminnan lisääntymisen myötä ja heikentää monien eliölajien elinolosuhteita. Rehevöityminen aiheuttaa pitkällä aikavälillä biodiversiteetin köyhtymistä niukkaravinteisuutta suosivien lajien vähetessä.

Kokonaistyyppi ja nitraattityppi

Kokonaistyyppi (TN, *total nitrogen*), käsittää ammonium- (NH_4^+), nitraatti- (NO_3^-), nitriitti- (NO_2^-) ja orgaanisen typen. Tyypeä päätyy pintavesiin lannoitteista, hajoavista katteista ja muokatun maaperän rikastuneesta pintakerroksesta (Line et al. 2002; Line & White 2007). Maanmuokkauksen jälkeen, sateen aikana maaperästä huuhtoutuu etenkin nitraattityyppiä. Peltojen kyntäminen lisää valuma-alueen vesien nitraattipitoisuutta maatalousalueilla, kun nitrifikaatiossa muodostunut nitraatti huuhtoutuu sateiden mukana (Di & Cameron 2002). On esitetty, että vastaavanlaisia nitraattipäästöjä syntyisi myös rakennustyömailta, kun maaperän nitraatti pääsee huuhtoutumaan pintamaan muokkauksen takia (Lerner et al. 1999). Maanmuokkaus lisää pintamaan tuuletusta, mikä edistää aerobisten nitrifikaatiobakteerien toimintaa ja siten maaperän nitraattipitoisuutta (McLenaghan et al. 1996). Rakentamista edeltävä alueen kasvillisuus on tärkeä maaperän nitraattipitoisuuteen vaikuttava tekijä, sillä eri kasvilajeihin sitoutuu eri määrä tyyppiä (Wakida & Lerner 2002). Tyyppiä huuhtoutuu pintavesiin myös siksi, että työmaiden vähäinen tai olematon kasvipeite ei sido sitä (Line et al. 2002; Kotola & Nurminen 2003b). Nitraatin muita lähteitä ovat kallioräjäytykset (Forsyth et al. 1995), jätevesivuodot, lannoitteet (Lahermo 1996; CCME 2008).

Rakennustyömaiden räjäytystyöt aiheuttavat typpipäästöjä pohja- ja pintavesiin (Forsyth et al. 1995; Stroes-Gascoyne & Gascoyne 1998; Laurila & Hakala 2010; Degnan et al. 2016). Nitraattipitoisuuden on havaittu olevan korkea kaivosten, rakennustyömaiden ja muiden räjäytyksille altistuneiden alueiden pohjavesissä (Gascoyne & Thomas 1997), mikä on seurausta räjähdysaineiden typpiyhdisteiden päätyemisestä maaperään esimerkiksi kuljetuksen ja räjäytysreikien täytön aikana, sekä räjähtämättömistä panoksista (Forsyth et al. 1995; Stroes-Gascoyne & Gascoyne 1998; Laurila & Hakala 2010). Tavallisimmin käytetyt räjähdysaineet sisältävät hapetusaineena ammoniumnitraattia (NH_4NO_3), jonka pitoisuus räjähdysaineissa vaihtelee tavallisesti 20 % ja 33 % välillä (Forsyth et al. 1995). Lisäksi tyyppiä päätyy ympäristöön räjähdyskaasuissa, jotka sisältävät tyyppiä typpikaasuna (N_2) ja typen oksideina (NO_x) (Jermakka et al. 2015). Typpiyhdisteiden pohja- ja pintavesiin päätymiseen vaikuttavat mm. käytettävät räjäytysaineet, sademäärä ja valunta sekä räjähdysaineiden käsittely ja räjähtämättömien panosten määrä (Forsyth et al. 1995; Morin & Hutt 2009). Räjäytyksistä maaperään jäävän typen määrästä on niukasti

tutkimustietoa, ja tulokset riippuvat monesta tekijästä, kuten käytettävästä räjähdysaineesta, näytteenotosta ja räjäytystyömaan ominaisuuksista (Jermakka et al. 2015).

Ferguson & Leaskin (1988) mukaan kaivosten räjäytyksistä vapautui typpeä ympäristöön 0,1–5 % räjähdystöissä käytetystä timestä. Kuivissa kaivoksissa vapautuneen typen osuus oli 0,2 % ja vettä sisältävissä kaivoksissa 2–5 %. Näin ollen räjäytystyömaan kosteuden voidaan olettaa vaikuttavan typen vapautumiseen siten, että typpeä varastoituu kuivan räjäytystyömaan maaperään enemmän kuin märän ja vapautuu sieltä hiljalleen sateiden aikana pidemmällä aikavälillä. Sen sijaan Morin & Huttin (2009) mukaan 12–28 % maanalaisen kaivoksen räjäytystöissä käytetystä timestä huuhtoutui pois alueelta.

Linen (et al. 2002) mukaan rakennustyömaalta peräsin olevat kokonaistyyppipitoisuudet olivat yli kolminkertaiset verrattuna rakentamista edeltävän metsäalueen pitoisuuksiin ja ylittivät muiden tarkastelussa olleiden maankäyttömuotojen (asuinalue, golfkenttä, teollisuusalue, laidunmaa, metsä) tyyppipitoisuudet. Pitoisuudet olivat korkeammat infrastruktuurin, kuten talojen ja teiden, rakentamisvaiheessa kuin maanmuokausvaiheessa. Linen ja Whiten (2007) mukaan tyyppipitoisuudet olivat rakennustyömaalta 69 % korkeammat kuin metsä- ja maatalousvaltaiselta valuma-alueelta. Sen sijaan verrattaessa kahden valmiin ja yhden rakennusvaiheessa olevan asuinalueen tyyppipitoisuuksia, alueiden pitoisuuksien välillä ei havaittu merkittävää eroa (Kotola & Nurminen 2003b).

Toinen pääravinteista, joko typpi tai fosfori, on vedessä minimiravinne, jonka pitoisuus viime kädessä rajoittaa kasvien ja levien kasvua. Helsingin kaupunkipuroissa minimiravinne on useimmiten fosfori (Ruth 2004).

Fosfori

Tässä tutkimuksessa fosforilla viitataan kokonaisfosforiin (TP, *total phosphorus*), joka koostuu suurimmalta osin liukoisesta ortofosfaatista (PO_4^{3-}) ja sitoutuneesta orgaanisesta fosforista. Fosforin päälähteet urbaaneilla alueilla ovat jätevesiviemärien vuodot, jätesäiliöt ja lannoitteet (Ferguson 1998). Fosforia sitoutuu runsaasti kiintoaineeseen (taulukko 4), jolloin fosforipitoisuudet pintavesissä nousevat rakennustyömailla tapahtuvan maanmuokkauksen aiheuttaman eroosio myötä (Line & White 2007; Duval 2018). Burtonin ja Pittin (2002) mukaan rakennustyömailta päätyy pintavesiin enemmän fosforia kuin muilta maankäyttömuodoilta. Rakennustyömaiden fosforipäästöt ylittävät siten metsä- ja jopa maatalousvaltaisen alueen fosforipäästöt (Sonzogni et al. 1980). Linen ja Whiten (2007) mukaan fosforipitoisuudet olivat 74 % suuremmat valuma-alueella, jossa oli käynnissä asuinalueen rakennustyöt, verrattuna metsä- ja maatalousvaltaiseen valuma-alueeseen. Kotolan ja Nurmisen (2003b) mukaan fosforin pitoisuus oli rakennustyömaan valumavesissä 1,7-kertainen verrattuna pientalo- ja kerrostaloalueen valumavesien pitoisuuksiin. Sen sijaan Linen (et al. 2002) mukaan rakennustyömaalta peräisin olevat

fosforipäästöt olivat alhaisemmat kuin golfkentältä, laidunmaalta ja asuinalueelta peräisin olevat pitoisuudet.

Fosforia ja typpeä on voinut varastoitua lannoitteiden mukana aiemmin maatalouskäytössä olleeseen maaperään ja ravinteet voivat vapautua myöhemmin eroosion myötä (Bennett et al. 1999; Wakida & Lerner 2002). Tällöin pitoisuudet ovat suurimmillaan rakennustöiden alkuvaiheessa, kun maanmuokkaus on kiivaimmillaan (Line & White 2007).

Taulukko 4. Typen ja fosforin sitoutuminen kiintoainekseen mitattuna asuinalueelta ja moottoritieltä peräisin olevasta hulevedestä (muokattu Kotola & Nurminen 2003b). Fosforia on maaperässä pääosin kiintoainekseen sitoutuneena, kun taas typen sitoutuminen kiintoaineeseen on vähäisempää. Kiintoainekuormitus on merkittävä fosforin pitoisuuksia määrittävä tekijä (Bales et al. 1999).

Ravinteet	sitoutumisaste (%)	sitoutumisaste (%)
	asuinalue	moottoritie
typpi (N)	13	19
fosfori (P)	64	80

2.3.3 Metallit

Raskasmetalleiksi kutsutaan metalleja, joiden tiheys on yli 5 g/cm³. Monet raskasmetallit, kuten sinkki, rauta ja kupari, ovat pieninä määrinä eliöille välttämättömiä, mutta suurina määrinä ongelmallisia myrkyllisyytensä ja pysyvyytensä takia. Sen sijaan esimerkiksi kadmium ja lyijy ovat raskasmetalleja, joita eliöt eivät tarvitse elintoimintoihinsa. Raskasmetallit ja metallit eivät muuta kemiallisesti muotoaan tai häviä (Davis et al. 2001) ja lisäksi monet niistä rikastuvat ravintoketjussa. Runsas metallipitoisuus pintavesissä heikentää eliöiden vastustus- ja lisääntymiskykyä ja voi aiheuttaa käytöshäiriöitä (Vakkilainen et al. 2005). Hulevesien metallien on havaittu akkumuloituvan kaupunkivesien pohjasedimenttiin (Rentz et al. 2011). Luonnossa metalleja päätyy pintavesiin kiviaineksen rapautumisessa. Merkittävimpiä metallien lähteitä kaupunkialueilla ovat sen sijaan rakennusmateriaalit, teollisuus ja liikenne. Tyypillisiä liuenneita metalleja kaupunkivesissä ovat kadmium, kupari, nikkeli, lyijy ja sinkki (Makepeace 1995; Rentz et al. 2011).

Metallit kulkeutuvat vedessä joko liukoisessa muodossa tai kiintoaineeseen sitoutuneena. Liukoisuuden raja kulkee 0,45 µm:n partikkelikoossa. Liukoiset metallit ovat eliöille erityisen haitallisia, sillä ne ovat helposti saatavassa muodossa (LeFevre et al. 2015). Metallit ovat vesiympäristössä tavallisesti suurelta osin kiintoaineeseen sitoutuneena (Kuusisto-Hjort & Hjort 2013). Eri metallien välillä on kuitenkin eroja sitoutumisasteessa (taulukko 5).

Taulukko 5. Metallien sitoutuminen kiintoainekseen mitattuna asuinalueelta ja moottoritieltä peräisin olevasta hulevedestä (Muokattu: Kotola & Nurminen 2003 cit. Kjølholt et al. 1997).

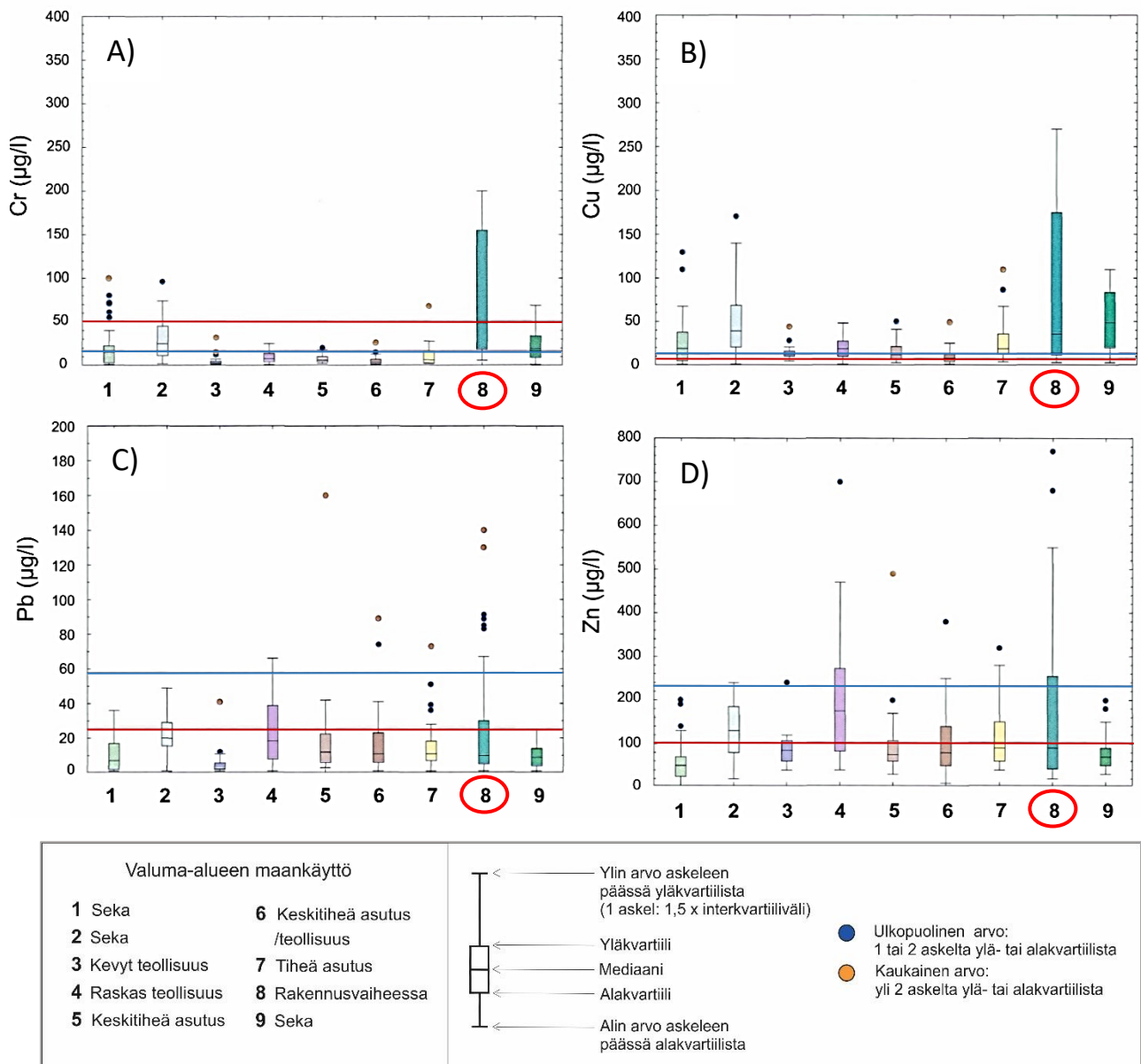
Metallit	sitoutumisaste (%)	
	asuinalue	moottoritie
lyijy (Pb)	92	97
kromi (Cr)	64	41
kupari (Cu)	26	56
nikkeli (Ni)	64	74
sinkki (Zn)	29	71

Katoilta liukenee kattomateriaalista riippuen esimerkiksi kuparia, sinkkiä ja lyijyä (Davis et al. 2001; Genc-Fuhrman et al. 2006; Göbel et al. 2007). Kupari- ja messinkiputkista liukenee kuparia ja valurautaputkista rautaa (Zoppou 2001). Talojen julkisivuista liukenee muun muassa kuparia, sinkkiä ja lyijyä (Davis et al. 2001). Davis et al. (2001) mukaan suurimmat julkisivujen metallipitoisuudet ovat peräisin tiiliseistä ja maalatusta puusta, mutta myös puunsuoja-aineista.

Toinen merkittävä metallien päästölähde on liikenne. Metalleja päätyy maaperään ja pintavesiin ajoneuvojen jarrupalojen (Cu, Ni, Cr, Zn, Cd ja Pb) sekä renkaiden (Zn, Pb, Cr, Cu, Ni, Cd) kulumisessa (Malmqvist 1983; Göbel et al. 2007 cit. Muschack 1989; Ward 1990; Davis et al. 2001). Työkoneiden korroosiossa maaperään päätyy rautaa, lyijyä ja sinkkiä (Butler & Davies 2000; Genc-Fuhrman et al. 2006). Lisäksi maaperään voi päätyä työmaakoneista pieniä määriä moottoriöljyä, joiden metallipitoisuuksista merkittävimmät ovat sinkin pitoisuudet (Davis et al. 2001). Lyijyä päätyy kaupunkivesiin autojen pakokaasujen mukana, sillä polttoaineen pääasiallinen komponentti, maaöljy, sisältää lyijyä luonnostaan. Lyijypäästöt kaupunkialueilla ovat kuitenkin paljon aiempaa vähäisemmät, sillä lyijyn lisääminen bensiiniin on pitkälti lopetettu niin maailmanlaajuisesti kuin Suomessakin 1990-luvulla (Lee & Jones-Lee 1997).

Bales et al. (1999) vertaili eri maankäyttömuotoisten valuma-alueiden pintavesien kromi-, kupari-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksia (kuva 4). Etenkin kromin ja kuparin pitoisuudet olivat monikertaiset muiden maankäyttömuotojen valuma-alueiden pitoisuuksiin verrattuna. Korkeat kromi-, kupari-, lyijy-, ja sinkkipitoisuudet korreloivat voimakkaasti kiintoainekuormituksen kanssa ($r=0,87-0,94$).

Pintaveden metallipitoisuuksia valuma-alueilla, joilla eri maankäyttömuodot



Kuva 4. Valuma-alueiden pintaveden metallien kokonaispitoisuuksia (Muokattu: Bales et al. 1999). Vaaka-akselin numerot kuvaavat valuma-alueita, joilla on eri maankäyttö, punaisella ympyröity numero 8 on rakennusvaiheessa oleva valuma-alue. A) Viisi Cr-pitoisuusarvoa ylitti asteikon ja niiden pitoisuus on välillä 430–1100 µg/l. B) Viisi Cu-pitoisuusarvoa ylitti asteikon ja niiden pitoisuus on välillä 470–1200 µg/l. D) Yksi Zn-pitoisuusarvo ylitti asteikon, pitoisuudeltaan 1800 µg/l. Punainen ja sininen vaakaviiva kuvaavat Yhdysvalloissa käytössä olevien veden laadun standardien (*North Carolina & U.S. Environmental Protection Agency*) maksimimetallipitoisuuksia.

2.3.4 Liuenneet kationit ja anionit

Liuenneella aineella tarkoitetaan hiukkasia, jotka läpäisevät 0,45 µm suodattimen. Luonnonvesissä liuenneiden aineiden pitoisuuteen vaikuttavat kallioperän rakenne, kivilajikoostumus ja maaperän ominaisuudet, sekä kaupunkipuroissa myös ihmisen toiminta, kuten jätevesivuodot ja tiesuolaus. Myös teollisuuden ja liikenteen ilmalaskeumalla (mm. SO_4^{2-} , NO_3^-) on merkitystä purovesien ainepitoisuuksien kannalta (Lahermo 1996). Kaupunkimaisen maankäytön on todettu korreloivan pintavesien sähkönjohtavuuden kanssa (Wang & Yin 1997), joka kuvaa liuenneiden aineiden pitoisuutta vedessä. Tyypillisiä kaupunkivesiin liuenneita aineita ovat natrium Na^{2+} , kalium K^+ , magnesium Mg^{2+} , kalsium Ca^{2+} , fluoridi F^- , kloridi Cl^- ja sulfaatti SO_4^{2-} (Peart 1999; Halstead et al. 2014). Sadannalla ja virtaamalla on merkittävä vaikutus liuenneiden aineiden pitoisuuksiin: Liuenneen aineen pitoisuus on kääntäen verrannollinen virtaamaan, eli pitoisuudet ovat suuria virtaaman ollessa pieni ja päinvastoin (Ruth 2004).

Purovesien natrium on kallioperän mineraalien ohella peräisin meren suola-aerosoleista ja maaperän reliktisistä merisuoloista, etenkin rannikoilla (Lahermo 1996). Tärkeä natriumin lähde kaupunkipuroissa on tiesuolaus (Melanen 1981; Ruth 1998; Marsalek 2003). Eniten käytetty tiesuola on natriumkloridi (NaCl) (Vestola et al. 2006). Tiesuolaus voi lisätä kaupunkivesissä myös kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksia, sillä tiesuolana käytetään myös mm. kaliumformiaattia (KHCO_2) sekä kalsium- ja magnesiumkloridia (CaCl_2 , MgCl_2) (Salminen et al. 2010; Nissinen 2017). Suuret suolapitoisuudet voivat johtaa mm. metallien lisääntyneeseen liukenemiseen maaperästä, veden kerrostuneisuuden lisääntymiseen ja biodiversiteetin heikkenemiseen (Marsalek 2003).

Kloridin lähteitä purovesissä ovat kallioperän mineraalien ja teollisuuden ilmalaskeuman ohella mm. maaperän reliktiset merisuolat. Kloridipitoisuus onkin tyypillisesti suuri rannikkoalueiden joissa (Lahermo 1996). Kaupunkialueilla tiesuolauksen merkitys pintavesien kloridipitoisuudelle on suuri. Kaliumpitoisuudet ovat suurimmillaan rannikoilla, merellisten savi- ja silttikerrostumien alueilla (Lahermo 1996). Kaliumin lähteitä kaupunkiympäristössä ovat tiesuolan ohella lannoitteet ja jätevedet (Lahermo 1996; Sayyed & Bhosle 2011). Magnesium on peräisin savisedimenteistä (Lahermo 1996) ja kaupunkialueilla mm. metalli-, tekstiili- ja paperiteollisuudesta (Makepeace 1995) sekä tiesuolauksesta (Salminen et al. 2010). Kalsium on magnesiumin ohella maaperässä runsaimmin esiintyviä maa-alkalimetalleja ja luonnonvesien runsaimpia kationeja (Lahermo 1996). Kalsiumin lähteitä ovat laskeuman ja kallioperän mineraalien lisäksi mm. teollisuus, rakennusmateriaalien kuluminen, fossiilisten polttoaineiden päästöt (CCME 2008) sekä teiden pölynsidonta kalsiumkloridin (CaCl_2) muodossa (Vestola et al. 2006; Männikkö et al. 2014). Fluoridin pitoisuus pintavesissä on pääasiassa riippuvainen kallioperän kivilajikoostumuksesta. Rapakivigraniitti on kallioperämme eniten fluoria sisältävä kivilaji. Myös savimineraalit sisältävät runsaasti fluoridia, jolloin

taustapitoisuudet voivat olla suuria maan eteläosan rannikkoseuduilla. (Lahermo 1996). Fluoridin lähteitä kaupunkialueilla ovat myös jätevedet (Ando et al. 1998).

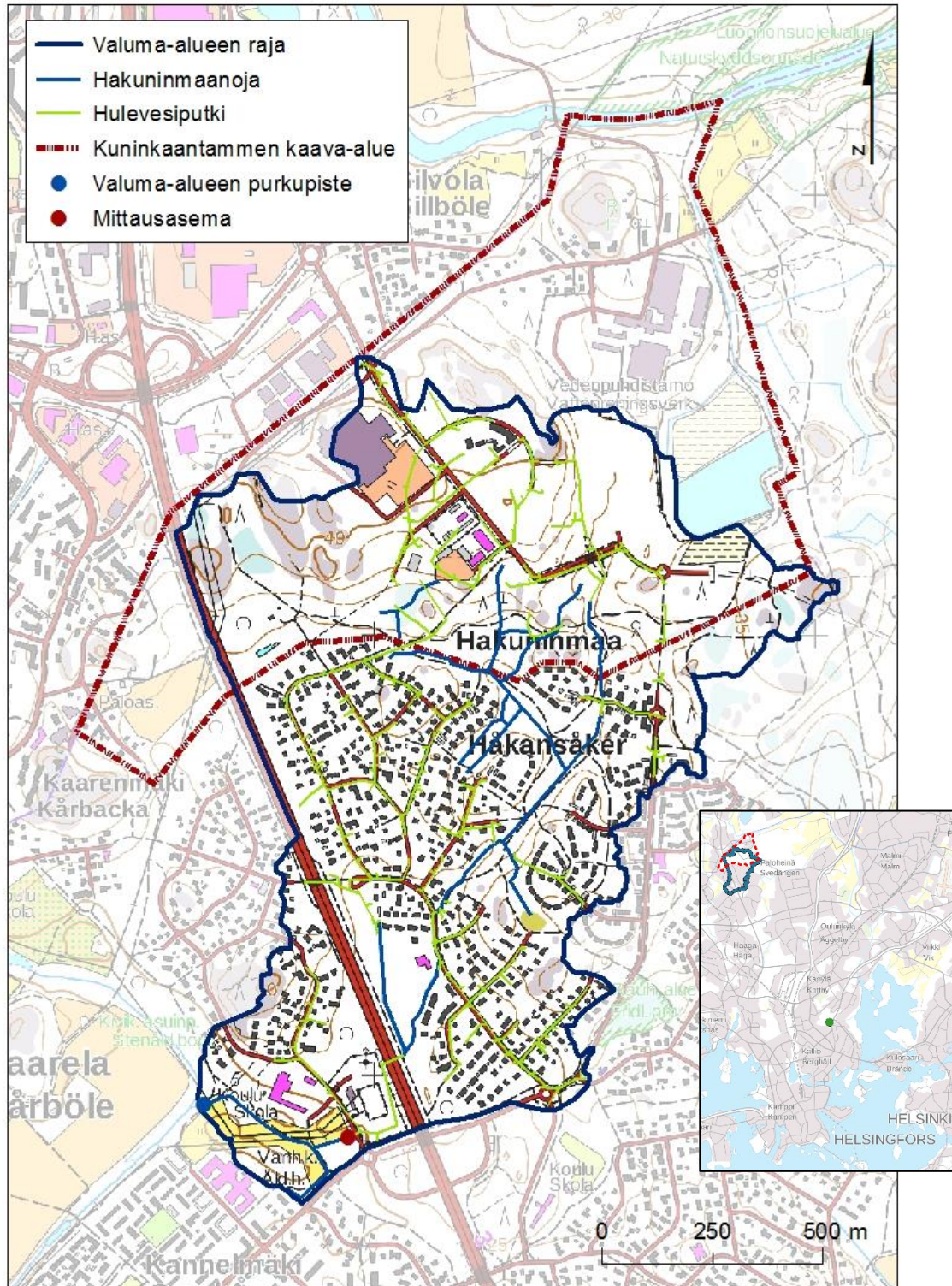
Sulfaatin lähteitä ovat sulfaattipitoiset kallioperän mineraalit, fossiilisten polttoaineiden poltosta syntyvä laskeuma sekä rannikkoalueen happamat sulfaattimaat (Lahermo 1996; Vahtera & Lahti 2016). Happamat sulfaattimaat ovat muodostuneet viimeisimmän jääkauden jälkeisessä Litorina-vaiheessa, kun eliöjäänteiden anaerobisessa hajotustoiminnassa on muodostunut merenpohjassa rikkiyhdisteitä. Päätyessään kosketuksiin hapen kanssa sulfidisaven mineraaleista muodostuu rikkihappoa, joka lisää veden happamuutta ja lisäksi liuottaa maaperästä metalleja (esim. alumiini, mangaani, kadmium, kupari, sinkki ja nikkeli) (GTK 2009). Sulfidisavialueilla sulfaattia ja voi päätyä pintavesiin maanmuokkauksen yhteydessä (RTH 2016), millä voi olla kohtalokkaita seurauksia vesiekosysteemeille, sillä sulfaatti lisää veden happamuutta merkittävästi. Sulfaattimaiden valunta voi olla pH-arvoltaan jopa alle kolme (GTK 2009).

3 Tutkimusalue

3.1 Sijainti

Kuninkaantammi sijaitsee Luoteis-Helsingissä, Kaarelan kaupunginosassa (kuva 5). Alue rajautuu pohjoisessa Vantaanjokeen, idässä keskuspuistoon, etelässä Hakuninmaan asuinalueeseen ja lännessä Kaivokselan asuinalueeseen. Valtaosa Kuninkaantammesta sijaitsee Mätäjoen valuma-alueella ja alueen itäosa Vantaanjoen valuma-alueella. Kuninkaantammen kaava-alue sijaitsee 30–44 metrin korkeudella merenpinnasta (KSV 2012) ja sen pinta-ala on noin 120 hehtaaria (Uutta Helsinkiä 2018).

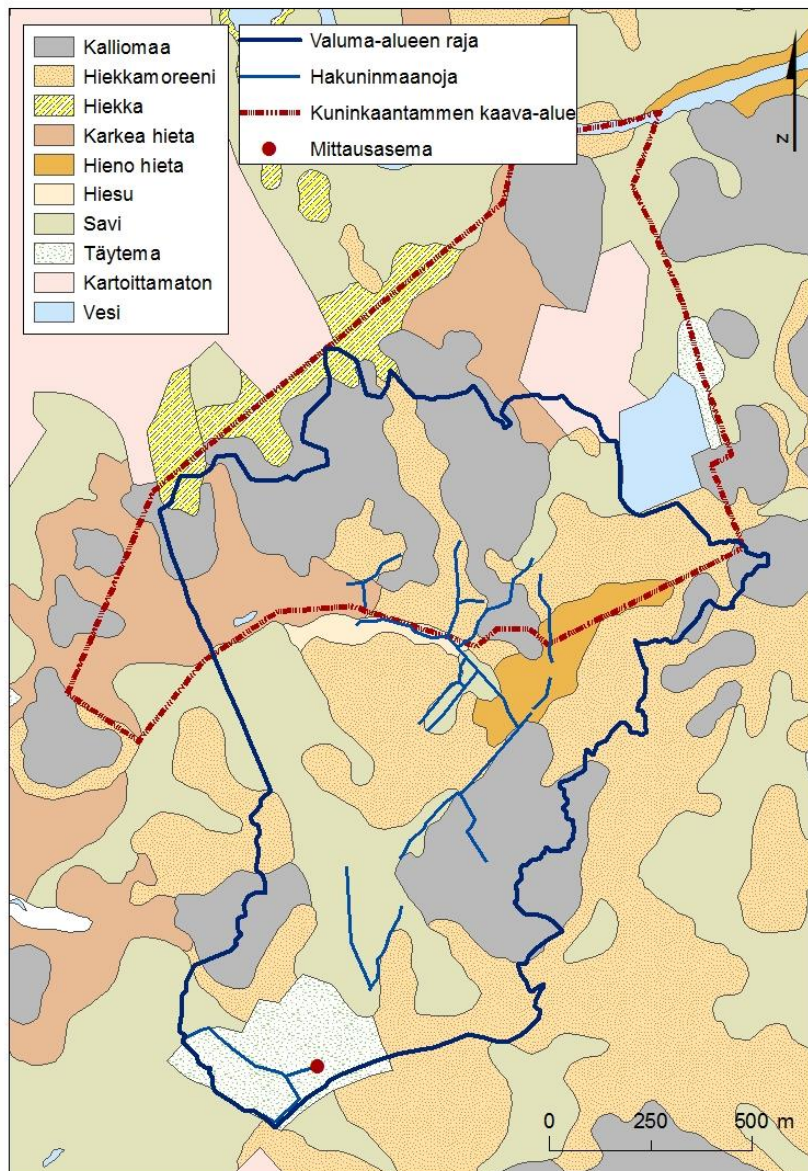
Hakuninmaanojan valuma-alue on yksi Mätäjoen osa-valuma-alueista. Hakuninmaanojan latvapurot sijaitsevat Kuninkaantammen eteläpuolella, josta puro virtaa Hakuninmaan asuinalueen läpi ja jatkaa hulevesiputkistoa pitkin Hämeenlinnanväylän ali. Puro jatkaa avo-uomassa Kannelmäen puolella ja laskee Mätäjokeen pian mittauspisteen jälkeen, Kaarelanpuiston kohdalla, mikä on valuma-alueen purkukohta. Valuma-alueen koko on noin 150 hehtaaria.



Kuva 5. Hakuninmaanojan valuma-alueen ja Kuninkaantammen kaava-alueen sijainti. Ilmatieteen laitoksen Kumpulan havaintoasema on esitetty indeksikartassa vihreällä pisteellä. (Aineistot: MML 2007; FCG 2009; MML 2010a; HSY 2018).

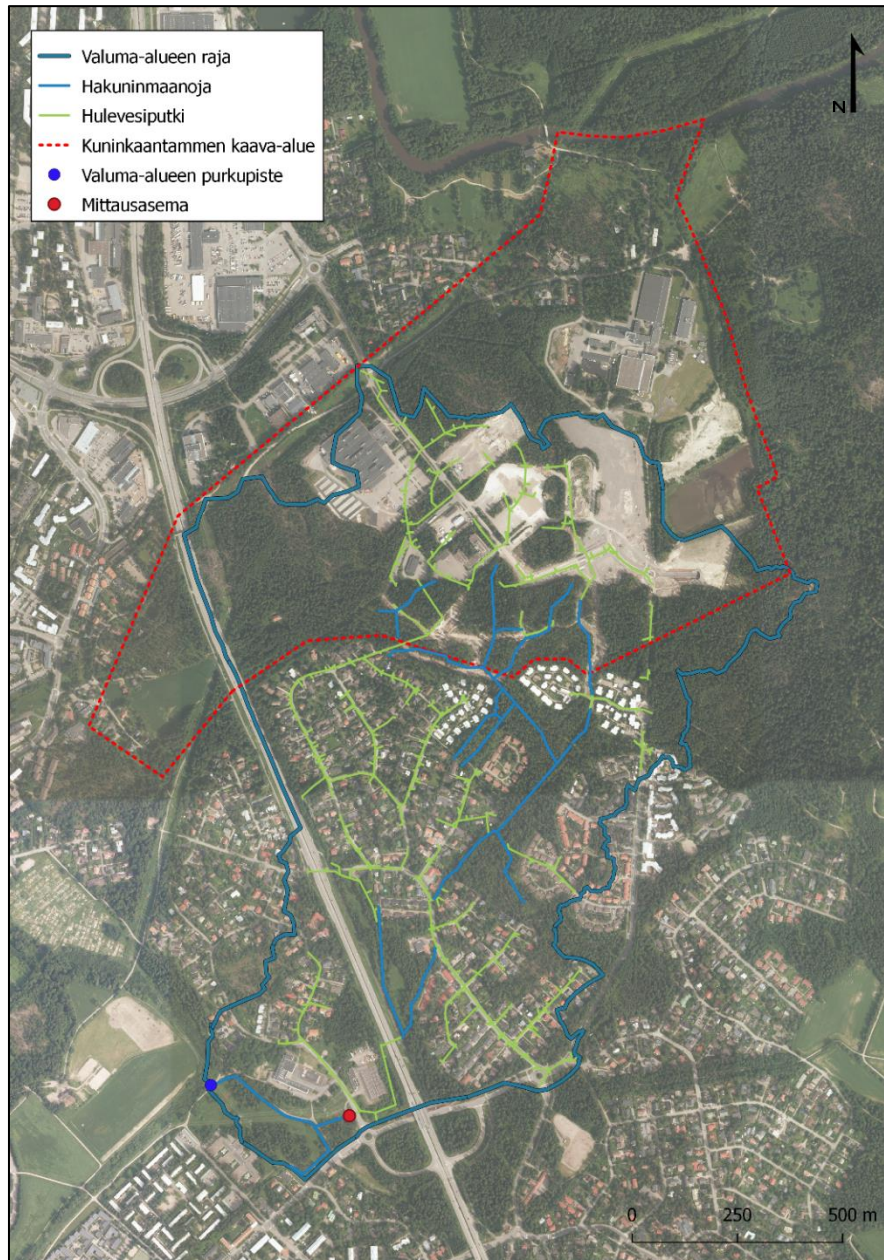
3.2 Maaperä, kasvillisuus ja ilmasto

Valuma-alueen maaperä on pääosin hiekkamoreenia, savea ja hietaa (Kuva 6). Alueen pohjois- ja kaakkoisosassa kallioperä on lähellä maanpintaa. Kuninkaantammen alueen maaperä on pääosin kallioista, mutta myös hiekkamoreenia alueen keski- ja itäosassa, hietaa länsiosassa ja savimaata koillisosassa. Kallioperä on Kuninkaantammessa pääosin graniittia (GTK 2014; Siivola et al. 2009) ja muualla valuma-alueella kvartsi- ja maasälpägneissiiä sekä granodioriittia (GTK 2014).



Kuva 6. Hakuninmaanojan valuma-alueen maaperä (Aineistot: GTK 2015; MML 2010a; FCG 2009).

Hakuninmaan valuma-alue on urbaanista sijainnistaan huolimatta vihreä (kuva 7). Alueen kasvillisuus koostuu mäntyvaltaisesta sekametsästä, jota on laajoina alueina asutuksen lomassa. Kuninkaantammen kasvillisuus on pääosin sekametsää ja paikoin kuivaa mäntyvaltaista kangasmetsää (Siivola et al. 2009).



Kuva 7. Hakuninmaanojan valuma-alueen ortokuva (Aineistot: FCG 2009; MML 2010b; HSY 2018).

Tutkimusalue kuuluu hemiboreaaliseen ilmastovyöhykkeeseen. Alueen ilmasto on rannikkoalueelle tyypillinen: meren läheisyys tasaa lämpötiloja lämmittäen rannikkoseutua syksyisin ja viilentäen keväisin. Vuoden keskilämpötila on 5–6 °C ja sademäärä 650–700 mm. Sademäärät ovat suurimmillaan heinä-elokuussa (Pirinen et al. 2012).

3.3 Kuninkaantammi hulevesipilotti-alueena

Kuninkaantammi on hulevesien luonnonmukaisen hallinnan pilottialue. Tavoitteena on pyrkiä pitämään alueen valunnan määrä, laatu ja ajallinen vaihtelu mahdollisimman samanlaisena verrattuna aikaan ennen asuinalueen rakentamista. Kuninkaantammen hulevesien hallinta tullaan toteuttamaan ensisijaisesti hidastamalla ja pidättämällä, sillä maaperä on heikosti vettä läpäisevää (Keränen & Hyöty 2007). Läpäisemättömän pinnan rakentaminen pyritään minimoimaan ja valunnan suunnittelussa hyödynnetään alueen luontaisia valuntareittejä (Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto 2012).

Hulevesien parempaan hallintaan on kiinnitetty huomiota myös rakennusvaiheen aikana. Huleveden hallinta tapahtuu alueella hajautetusti korttelikohtaisten sadepuutarhojen avulla, joiden kautta hulevesi imeytyy maaperään tasoittaen virtaamanvaihteluja ja haitallisia aineita suodattuu maaperäkerroksiin. Lisäksi käytössä on luonnontilaisen pintavalunnan purkureitille rakennettuja laskeutusaltaita ja kosteikkoniittyä (kuva 8) (FCG 2009). Korttelikohtaisista sadepuutarhoista viisi oli valmistunut ja toiminnassa syksyllä 2018 (Tyynilä 2018). Sadepuutarhojen ja katujen hulevesiä johdetaan asuinalueen eteläosaan, Helene Schjerfbeckin puistoon, jossa patoaltaista koostuva purouoma ja hulevesikosteikko sijaitsevat. Patoaltaat valmistuivat alkuvuonna 2017 (Nuotio 2018). Kuninkaantammen Mätäjokeen laskevat hulevedet ohjautuvat altainen kautta Hakuninmaanojaan. Altaita ympäröivä maasto on rakennettu kosteikkoniityksi, jonne ylimääräinen hulevesi pääsee levittäytymään rankkasateiden aikana (Harju 2011). Kuninkaantammen työmaavedet käsitellään Helsingin kaupungin työmaavesiohjeen (2013) mukaisesti (Hentinen 2018).

Hulevesien haitallisten aineiden pitoisuuksien vähentämisen ennen kaupunkipuroihin päätymistä voidaan nähdä olevan suhteellisen yksinkertaista, sillä valtaosa haitta-aineista on sitoutuneena kiintoainekseen. Kiintoaineksen suodattaminen ja laskeuttaminen ovat tällöin tehokkaita hulevesien puhdistusmenetelmiä. Toisaalta esimerkiksi typen sitoutuminen kiintoaineeseen on heikkoa, joten sen pitoisuuksien vähentämisessä on haasteita.



Kuva 8. Helene Schjerfbeckin puiston hulevesiratkaisuja kesällä 2018: padottu laskeutusallas ja kosteikkoniittyä.
Valokuvat tekijän ottamia.

3.4 Maankäyttö ja Kuninkaantammen rakennushanke

Kuninkaantammen osayleiskaava-alueen pinta-ala on n. 120 hehtaaria, josta rakennettua aluetta oli ennen rakennustöiden aloittamista noin 30 prosenttia ja virkistyskäytössä noin 70 prosenttia (Siivola et al. 2009). Kuninkaantammi on kaavoitettu kerros- ja pientaloalueeksi. Alue on ollut ennen rakentamisen aloittamista teollisuus-, toimitila- sekä virkistyskäytössä (Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto 2012).

Alueen esirakennustyöt on aloitettu v. 2013. Infrastruktuuri- ja asuntorakentaminen on käynnissä (kuvat 9 ja 10) ja ensimmäiset asukkaat ovat muuttaneet alueelle v. 2016 (Helsingin uutiset 2016). Tulevien vuosien aikana rakennetaan suunnitelman mukaan asuinkortteleita ja katu- sekä viheraluerakentaminen jatkuvat. (Uutta Helsinkiä 2018).



Kuva 9. A) ilmakeku Kuninkaantammen alueesta ennen rakentamisen alkamista vuonna 2011, B) rakennustöiden alkamisen jälkeen 2015, C) uusin ilmakeku vuodelta 2018 ja D) alueen suunnitelmakartta. Vuonna 2018 asuntorakentaminen on käynnissä ja osittain valmis asuinalueen pohjoisosassa. (A, B, C - Helsinki 2018, D - KSV 2012).



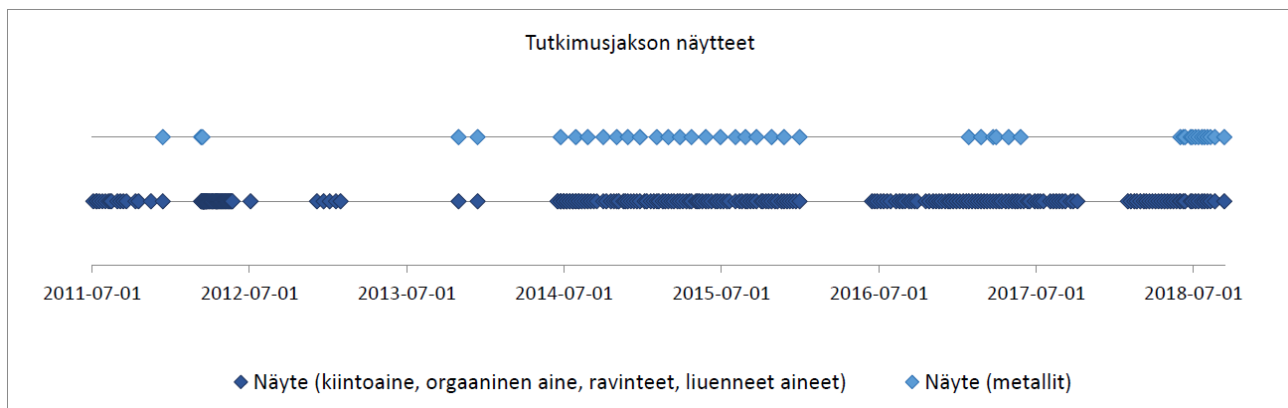
2013												2014												2015												2016												2017												2018																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																			
																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																														</

2018; Uutta Helsinkiä 2018; HKV 2012a; HKV 2012b)

4 Aineisto ja menetelmät

4.1 Veden laadun aineisto

Tutkimuksessa tarkasteltiin Hakuninmaanojan mittausasemalta 4.7.2011–11.9.2018 välisenä aikana kerättyä veden laadun aineistoa. Näytteenotto on vaihdellut ajallisesti havaintojakson aikana (kuva 11). Kiintoaineen, orgaanisen aineksen, ravinteiden ja liuenneiden aineiden aineistossa (n=262) havaitaan pitkiä, katkeamattomia jaksoja, jolloin näytteitä on otettu viikoittain tai useamman kerran viikossa. Näytteenotossa on lisäksi havaittavissa taukoja, joista pisin on lähes 10 kuukauden tauko vuonna 2013. Metallinäytteitä (n=43) on otettu harvemmin ja pisin katkos näytteenotossa on 19 kuukauden mittainen, 11.3.2012–29.10.2013. Tutkimusjakson keskivaiheilla metallinäytteitä on otettu tasaisesti noin kuukauden välein vuosina 2014 ja 2015. Ajalta ennen Kuninkaantammen rakentamisen aloittamista on 3 metallinäytteitä ja 78 näytettä muiden muuttujien osalta. Tutkielman aloittamiseen mennessä kerätyn vesikemia-aineiston lisäksi vesinäytteiden ottamista jatkettiin kesällä 2018.



Kuva 11. Tutkimusjakson (4.7.2011–11.9.2018) näytteiden ajallinen sijoittuminen.

Hakuninmaanojan virtaamaa mitattiin kesällä 2018, mutta mittauksen epäonnistumisen takia virtaamatiedot korvattiin Kumpulan havaintoasemalta mitatuilla sadannan arvoilla. Tässä tutkimuksessa päivän virtaamaa kuvaa kolmen edellisen päivän yhteenlaskettu sademäärä (*sadesumma*, mm). Aiempina vuosina kerätyn veden korkeus -aineiston perusteella laskettiin tietyn ajanjakson virtaama, johon sadesumma-aineistoa verrattiin. Virtaama laskettiin kaavalla $y=2579,7x^{2,4761}$, jossa y = virtaama (l/s) ja x = veden korkeus (m). Lasketun virtaaman ja sadesumma-aineiston välinen korrelaatio on $r_s=0,53^{***}$ vertailtavien vuorokausien lukumäärän ollessa 169. Näin ollen sadesumma-aineistoa on tietysin varauksin perusteltua käyttää kuvaamaan tutkimusjakson virtaamaa.

4.1.1 Aineiston luotettavuus ja virhelähteet

Elokuussa 2011 Hakuninmaanojassa havaittiin tavallista enemmän sedimenttiä, joka osoittautui olevan peräisin yläjuoksulla sijaitsevan kiinteistön pihalla suoritetusta maankaivuutyöstä, jonka aikana maakuopan sedimenttipitoisia vesiä oli laskettu puroon sellaisenaan (Stuart 2012). Kyseinen näyte (22.8.2012) jätettiin aineiston käsittelyssä huomiotta, jotta tämä häiriötekijä ei vääristäisi tuloksia. Lisäksi aineistosta jätettiin huomiotta 3.3.2012 otettu näyte, jonka kiintoainepitoisuus (2177,0 mg/l) on epätavallisen korkea. Kyseessä on todennäköisimmin toinen äkillinen sedimenttipäästö valuma-alueelta.

4.2 Paikkatietoaineistot

Tutkimuksessa käytettyjä paikkatietoaineistoja ovat Maanmittauslaitoksen 2x2-korkeusmalli (MML 2010a), ortokuva (MML 2010b), peruskartta (MML 2007), jotka ladattiin Paituli-paikkatietopalvelusta, sekä Hakku-paikkatietopalvelusta ladatut maa- ja kallioperäaineistot (GTK 2014; 2015). Sadevesiviemäriverkosto-paikkatietoaineisto saatiin Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymältä (HSY 2018). Tutkimuksen kohteena oleva valuma-alue rajattiin ja alueen kartat tehtiin ArcMap ja QGIS -paikkatieto-ohjelmilla.

4.3 Näytteenotto

Kannelmäkeen, Hakuninmaanojan varteen, on rakennettu mittausasema elo-syyskuussa 2011 yhteistyössä Helsingin kaupungin kanssa. Mittausasema ja näytepiste sijaitsevat n. 400 m etäisyydellä uoman yhdistymiskohdasta Mätäjoen kanssa. Kaikki tutkimusjakson vesinäytteet on kerätty mittausaseman vierestä. Kesän 2018 näytteet (13 kpl) otettiin mitta-aseman viereisen tierummun purkukohdasta (kuva 12, koordinaatit ETRS-TM35FIN: N6680864,3 E382945,2).

Näytteet otettiin kesän 2018 aikana noin kerran viikossa 3 kuukauden ajan (kesäkuu–elokuu) ja näytemäärä on yhteensä 13. Metallianalyysiä varten 10 ml vesinäyte suodatettiin koeputkeen sekä happokestävöitiin typpihapolla (HNO_3) näytteenottovaiheessa.

Vesinäytteet kerättiin käsin 1000 ml näytepulloihin. Virhelähteiden minimoimiseksi näytepullo huuhdeltiin kolmesti purovedellä ennen näytteen ottamista ja pullot täytettiin aivan täyteen kuljetuksen ajaksi. Näytteet vietiin pakastimeen tunnin sisällä näytteenotosta ja niitä säilytettiin pakastettuina syyskuuhun saakka, jolloin laboratorioanalyysit tehtiin.

Sademäärää mitattiin mitta-aseman katolla olevan sademittarin avulla, mutta aineistossa on runsaasti aukkoja, joten tutkimusjakson sadeaineisto haettiin Ilmatieteen laitoksen (2018) säähavaintopalvelusta. Sadeaineisto on mitattu Kumpulan havaintoasemalta.



Kuva 12. Vesinäytteiden ottopiste Hakuninmaanojan mitta-aseman vieressä (Aineistot: MML 2010a; MML 2010b; HSY 2018. Valokuva tekijän ottama).

4.4 Laboratoriomenetelmät

Vesinäytteet analysoitiin Helsingin yliopiston geotieteiden ja maantieteen laboratoriossa Kumpulassa syyskuussa 2018. Taulukossa 6 on kuvattuna yhteenveto analyysimenetelmistä, käytetyistä standardeista ja laaduntarkkailusta.

Taulukko 6. Suoritetut laboratorioanalyysit, käytetyt standardit ja laaduntarkkailu.

Määritettävä	Menetelmä	Standardi	Laaduntarkkailu
Kiintoaine	Suodatus Whatman GF/C 47 mm - lasikuitusuodattimen läpi, suodoksen punnitus	SFS-EN 872 (1996)	
Orgaaninen aines	Suodatus Whatman GF/C 47 mm - lasikuitusuodattimen läpi, suodattimen hehkutus	SFS 3008 (1990)	
Liennut aines	Suodatetun näytteen (100 ml) haihdutus ja punnitus	SFS 3008 (1990)	
Kokonaistyyppi	Spektrometria peroksidisulfaattihapetuksen jälkeen	SFS-EN ISO 11905-1 (1998)	0-näyte vertailunäyte rinnakkaisnäytteet x3
Kokonaisfosfori	Spektrometrinen ammoniummolybdaattimenetelmä, peroksidisulfaattihapetuksen jälkeen	SFS-EN 1189 (1997)	0-näyte vertailunäyte rinnakkaisnäytteet x3
Metallit	ICP-MS, Agilent 7800	ISO 17294-2 (2003), kalvosuodatus SFS 5503 (1990)	0-näyte vertailunäyte rinnakkaisnäyte
Liuenneet kationit ja anionit	Ionikromatografia, Metrohm Mic-12 tv	SFS-EN ISO 10304-1 (1995) ja SFS-EN ISO 14911 (2000)	0-näyte vertailunäyte x3 rinnakkaisnäyte

4.4.1 Laadunvarmistus ja virhelähteet

Tulosten luotettavuus varmennettiin nolla-, vertailu- ja rinnakkaisnäytteiden avulla. Puhtaiden 0-näytteiden avulla arvioidaan reagenssien ja analyysien puhtaustasoa ja 0-näytteiden määrä tulisi olla määrittelyssä vähintään 5 % näytemäärästä (Virkanen et al. 2017). Vertailunäytteenä käytettiin pitoisuudeltaan tunnettuja materiaaleja, jolloin analyysin tuloksen luotettavuutta oli mahdollista arvioida. Vertailunäytteitä tulisi olla 10 % näytemäärästä (Virkanen et al. 2017). Osa näytteistä analysoidaan kahtena rinnakkaisena näytteenä ja tulosten tulisi olla lähellä toisiaan. Rinnakkaisnäytteiden hyväksyttävyyttä määritetään laskemalla niille vaihtelukerroin kaavalla $C=(s/av) \cdot 100\%$, jossa s =keskihajonta ja av =keskiarvo. Vaihtelukertoimelle on asetettu raja-arvot pitoisuusalueittain siten, että $\geq 10\text{--}100$ PPM -pitoisuusalueella se on 20%, $>100\text{--}1000$ PPM 15% ja ≥ 1000 PPM 10%. Rinnakkaisnäytteiden määrä tulisi olla vähintään 5 % koko näytemäärästä (Virkanen et al. 2017).

Ravinteiden määrittelyssä analysoitiin 0-näyte, vertailunäyte ja 3 rinnakkaisnäytettä. 0-näytteenä käytettiin luokan 1 vettä. Vertailunäytteenä käytettiin kokonaistypen määrittelyssä glysiiniliuosta (typpipitoisuus 2 mg/l) ja kokonaisfosforin määrittelyssä QC TYPE RW2 -liuosta (fosforipitoisuus 200 µg/l). Metallien analyysissä vertailumateriaalina käytettiin SPS-SW1 Batch no. 120:a ja SPS-SW2 Batch no. 133:a. Analyysissä käytettiin yhtä rinnakkaisnäytettä. Liuenneiden anionien ja kationien määrittelyssä käytettiin rinnakkaisnäytettä, kolmea vertailunäytettä (VKI QC DWB Major components in drinking water ja laimennos 1/10, sekä ravinnevertailumateriaali WP), sekä nollanäytettä (luokan 1 vesi). Kiintoaineen, orgaanisen aineksen ja liuenneen aineen määrittelyssä näytepulloa ravistettiin huolellisesti ennen suodatusta ja suodatus tehtiin viipymättä, jotta kiintoaine ei ehtinyt painua mittalasin pohjalle.

Kokonaistypen ja -fosforin määrittelyssä rinnakkaisnäytteiden vaihtelukertoimen tulisi olla pienempi kuin 5 %, mikä ei toteutunut yhden rinnakkaisnäyteparin kohdalla kokonaisfosforin määrittelyssä. Näyteparin vaihtelukerroin oli 6,2 %, ja muita näytepareja suurempi ero pitoisuuksien välillä voi johtua esimerkiksi orgaanisen aineksen eri määrästä, joka saattaa olla seurausta esimerkiksi näytepullon riittämättömästä sekoittamisesta näytteitä pipetoitaessa.

4.5 Tilastolliset menetelmät

Kiintoaineen, orgaanisen aineksen, liuenneen aineen ja anionien sekä kationien aineistosta ($n=262$) poimittiin tarkasteluun viikon välein tehdyt havainnot aineiston tasaamiseksi, jolloin havaintomäärä on 215 kpl. Esimerkiksi keväällä 2012 on jaksoja, joiden aikana näytteitä on otettu päivittäin ja joka toinen päivä. Kaikkien havaintoja tarkasteltaessa kevättulvien merkitys olisi korostunut liikaa. Metallipitoisuuksien aineistoa tarkasteltiin sellaisenaan.

Tutkimuksessa tarkasteltiin koko havaintojaksoa 4.7.2011–11.9.2018 sekä vertailtiin keskenään vuosien 2011 ja 2018 arvoja (4.7.2011–19.9.2011 ja 12.6.2018–11.9.2018). Molemmilta vertailuvuosilta valittiin tarkasteluun 11 näytteenottopäivää kesä–syyskuun ajalta. Liukoisten metallien osalta verrattiin vuoden 2011 vähäisen näytemäärän takia ajanjaksoja 2011–2014 ja 2018 (12.12.2011–30.7.2014, $n=12$ ja 1.6.2018–11.9.2018, $n=13$). Tarkastelujaksojen välillä tapahtuneen muutoksen merkitsevyyttä arvioitiin Wilcoxonin merkittyjen sijalukujen testillä.

Muuttujien välisiä korrelaatioita testattiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella (r_s), joka soveltuu ei-normaalijakautuneen aineiston käsittelyyn. Korrelaatioiden tilastollista merkitsevyyttä arvioitiin seuraavasti:

* =merkitsevä ($\leq 0,05$), 95 % todennäköisyys, 5 % riskitaso

**= hyvin merkitsevä ($\leq 0,01$), 99 % todennäköisyys, 1 % riskitaso

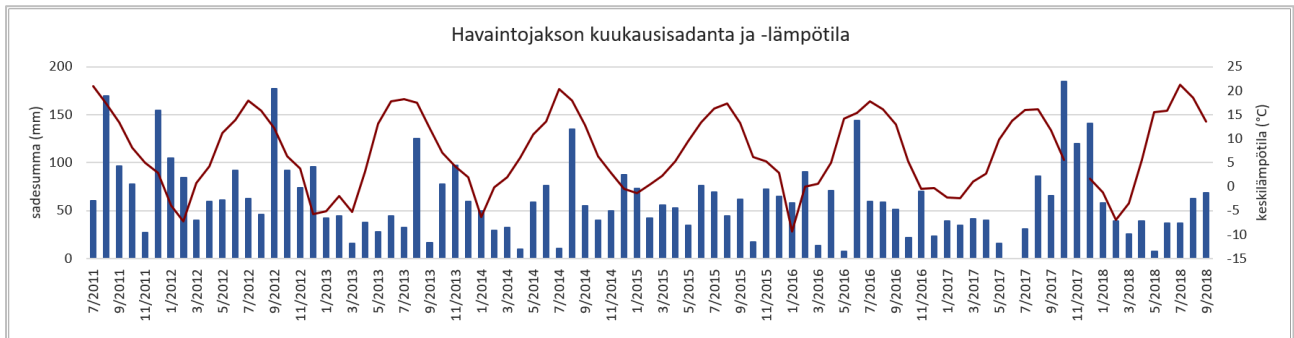
***=erittäin merkitsevä ($\leq 0,001$), 99,9 % todennäköisyys, 0,1 % riskitaso

Tilastolliset analyysit tehtiin käyttäen R-Studiota, SPSS:ä ja Microsoft Exceliä.

5 Tulokset

5.1 Havaintojakson sää

Havaintojakson kuukausittainen keskilämpötila ja kuukauden yhteenlaskettu sademäärä on esitetty kuvassa 12. Kuvaajassa erottuu kesän 2018 tavallista korkeampi lämpötila ja alhaisempi sademäärä.



Kuva 12. Havaintojakson 7/2011–9/2018 kuukausittainen sadesumma ja kuukauden keskilämpötila.

Vertailujaksoina käytettävien jaksojen (kesä–syyskuu) 2011 ja 2018 lämpötilat olivat tavanomaista korkeammat ja sademäärät pääsääntöisesti korkeammat kuin vertailukautena 1981–2010 (taulukko 7). Havaintokauden 2018 keskilämpötilat olivat kesäkuuta lukuun ottamatta hieman kautta 2011 korkeammat.

Kesä 2018 oli vähäsateinen ja kesä-syyskuun arvot alittavat selvästi vuoden 2011 vertailukuukausien arvot. Elo- ja syyskuun 2011 sademäärät olivat paljon tavanomaista korkeampia.

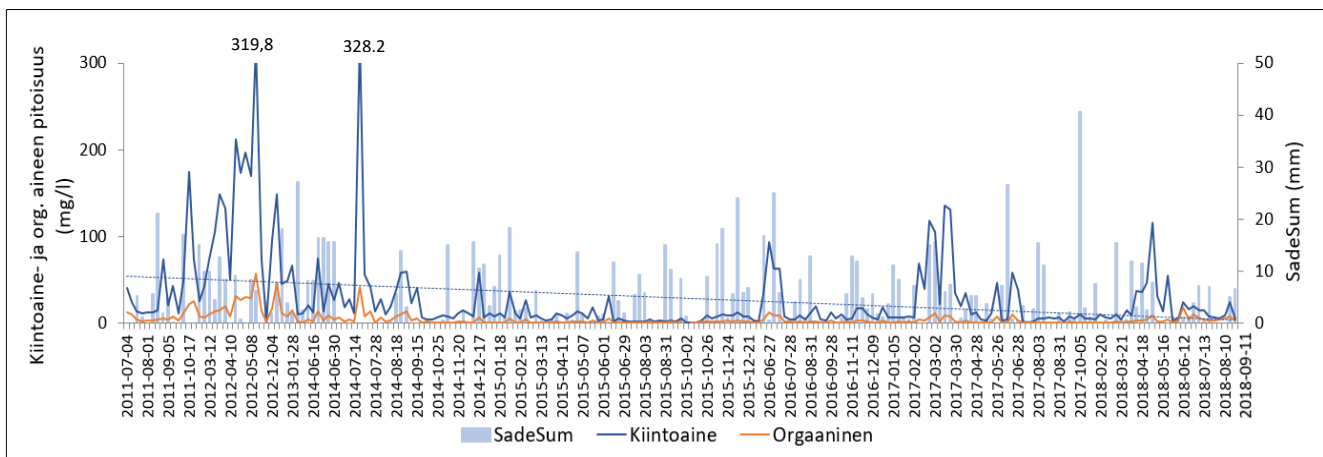
Taulukko 7. Vertailujaksojen 2011 ja 2018 kuukauden keskilämpötilat ja sadesumma, sekä tilastollisen vertailukauden 1981–2010 arvot Helsinki-Vantaan lentoaseman havaintopisteeltä.

kk	kk keskilämpötila (°C)			kk sadesumma (mm)		
	2011	2018	1981–2010	2011	2018	1981–2010
6	17,1	15,8	14,6	53,3	36,8	61
7	20,9	21,3	17,7	60,4	36,9	66
8	17,4	18,6	15,8	169,6	62,3	79
9	13,4	13,6	10,7	96,5	68,4	64

5.2 Laboratorioanalyysit

5.2.1 Kiintoaine

Kiintoainepitoisuudessa on runsasta vaihtelua tutkimusjakson alku- ja loppupään välillä ja pitoisuuden trendi on koko aikavälillä laskeva (kuva 13). Tutkimusjakso on pitoisuuden perusteella jaettavissa kahteen vaiheeseen: ensimmäinen (4.7.2011–15.9.2014) ajoittui jakson alkuun ja pitoisuudet olivat korkeat, keskimäärin 66 mg/l. Ensimmäisen vaiheen aikana on myös mitattu tutkimusjakson maksimi-arvot 319,8 mg/l ja 328,5 mg/l sekä muita pitoisuushuippuja. Toinen vaiheen (30.9.2014–11.9.2018) aikana pitoisuudet olivat matalammat, keskimäärin 16 mg/l, ja joitakin yksittäisiä pitoisuushuippuja esiintyy aikavälillä 2016–2018. Kiintoaineen ja kiintoaineen orgaanisen aineksen pitoisuuksien tilastolliset tunnusluvut on esitetty liitteessä 1.



Kuva 13. Kiintoainepitoisuus ja orgaanisen aineksen pitoisuus koko tutkimusjakson aikana 4.7.2011–11.9.2018.

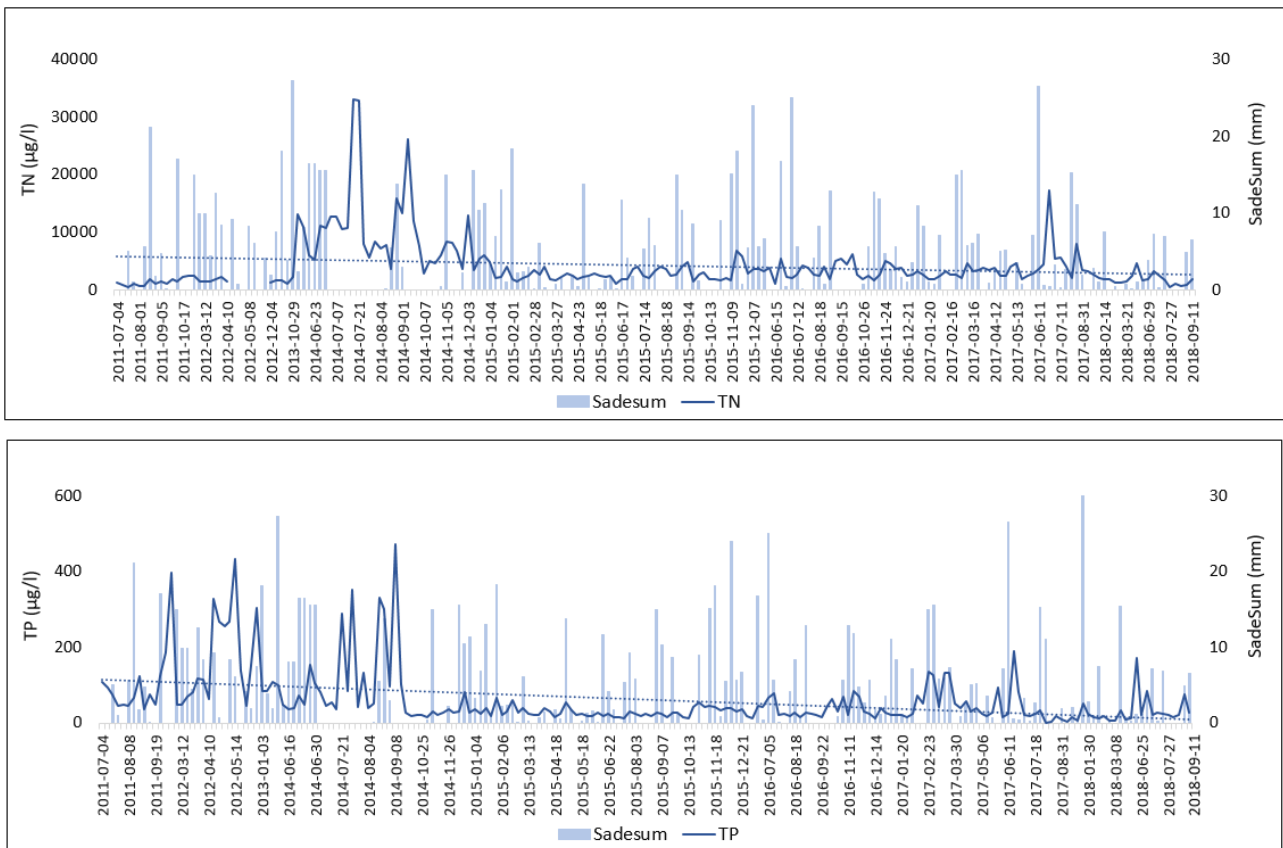
Vertailujaksojen 2011 ja 2018 kesä–syyskuun arvoja verratessa kiintoainepitoisuus on laskussa ja muutos on merkitsevä (taulukko 8). Orgaanisen aineksen keskipitoisuus sen sijaan on korkeampi vuonna 2018 kuin 2011 mediaanipitoisuuden ollessa sama.

Taulukko 8. Kiintoainepitoisuus ja orgaanisen aineksen pitoisuus vuosina 2011 ja 2018.

		Mean	Med	Mean	Med	Muutos % (mean)	Muutos % (med)	Merkitsevyys
		2011		2018				
TSS	mg/l	25,1	14,3	13,2	14,5	-48 %	1 %	0,021 *
OS	mg/l	5,5	4,3	6,1	4,3	12 %	0 %	0,424

5.2.2 Ravinteet

Kokonaistyyppipitoisuus on tutkimusjakson aikana laskenut (Kuva 14). Pitoisuuden vaihtelusta voidaan erottaa kolme erillistä vaihetta: matalat pitoisuudet ajanjaksolla 2011–2013 (keskimäärin 1549 µg/l), voimakkaasti kohonneet pitoisuudet vuonna 2014 (keskimäärin 10 757 µg/l) ja tutkimusjakson alkuosaan verrattuna edelleen koholla olevat pitoisuudet ajanjaksolla 2015–2018 (keskimäärin 3103 µg/l). Korkein tyyppipitoisuus, 33 000 µg/l, on mitattu 21.7.2014. Vuoden 2014 jälkeen kokonaistyyppipitoisuudessa ei ole havaittu kovin suuria pitoisuuspiikkejä muutamia yksittäisiä lukuun ottamatta, joita on vuoden 2017 ja 2018 aikana. Suurin yksittäinen pitoisuushuippu vuodesta 2015 alkaen, 17 200 µg/l, on mitattu 28.6.2017. Nitraattityypin pitoisuudet osoittavat samaa vaihtelua kuin kokonaistyyppipitoisuus (nitraattipitoisuuden kuvaaja liitteessä 3). Ravinnepitoisuuksien tilastolliset tunnusluvut on esitetty liitteessä 1.



Kuva 14. Kokonaistyyppin ja -fosforin pitoisuudet tutkimusjakson aikana 4.7.2011–11.9.2018.

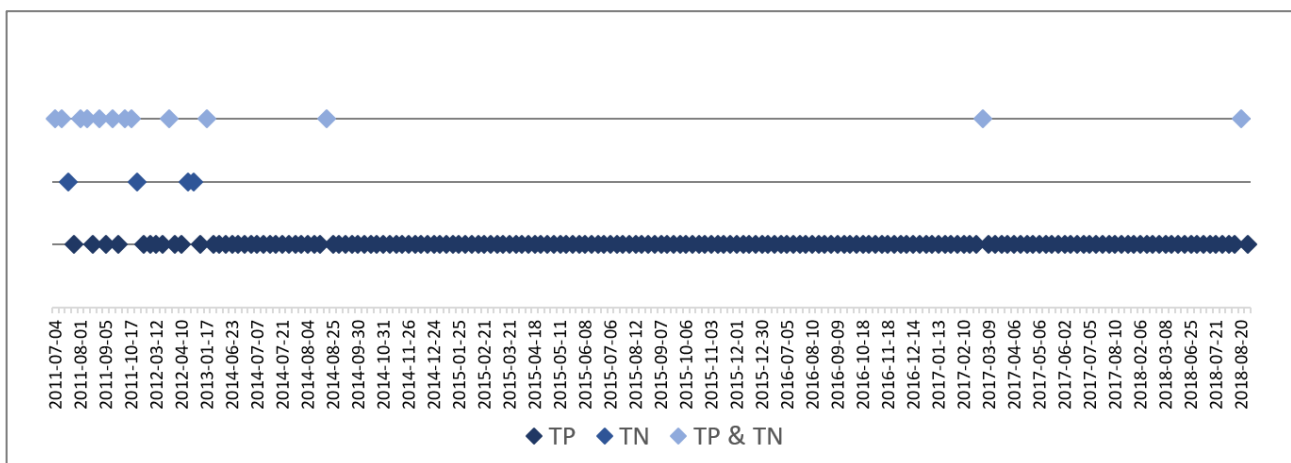
Kokonaisfosforipitoisuus on myös laskenut tutkimusjakson aikana (Kuva 14). Fosforipitoisuuksissa havaitaan kiintoaineen lailla kaksi vaihetta: korkeat pitoisuudet tutkimusjakson alussa (4.7.2011–15.9.2014), keskimäärin 134 µg/l sekä loppujakson keskimäärin matalammat pitoisuudet (30.9.2014–11.9.2018), keskimäärin 35 µg/l. Korkein pitoisuus, 473 µg/l, on mitattu ensimmäisessä vaiheessa 8.9.2014.

Kokonaistypen keskipitoisuus on kasvanut tarkastelujaksoja 2011 ja 2018 verratessa 58 % ja mediaanipitoisuus 49 %, mutta muutos ei ole tilastollisesti merkitsevä (taulukko 9). Kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo sen sijaan on laskenut 34 % ja mediaanipitoisuus 62 % muutoksen ollessa tilastollisesti merkitsevä (*).

Taulukko 9. Kokonaistypen ja -fosforin keski- ja mediaanipitoisuudet (µg/l) vuonna 2011 ja 2018, prosentuaalinen muutos ja muutoksen merkitsevyys.

		Mean	Med	Mean	Med	Muutos % (mean)	Muutos % (med)	Merkitsevyys
		2011		2018				
TN	µg/l	1191	1176	1877,3	1750,0	58 %	49 %	0,155
TP	µg/l	69,8	65,1	46,4	25,0	-34 %	-62 %	0,050 *

Fosfori on kasvua rajoittava ravinne eli minimiravinne Hakuninmaanojassa suurimman osan ajasta (kuva 15). Minimiravinnetta arvioitiin Ruth (2004) cit. Forsberg et al. (1978) mukaan kokonaistypen ja -fosforin suhdeluvun perusteella. Fosfori oli minimiravinne 91 %, typpi 2 % ja sekä fosfori että typpi 7 % ajasta.



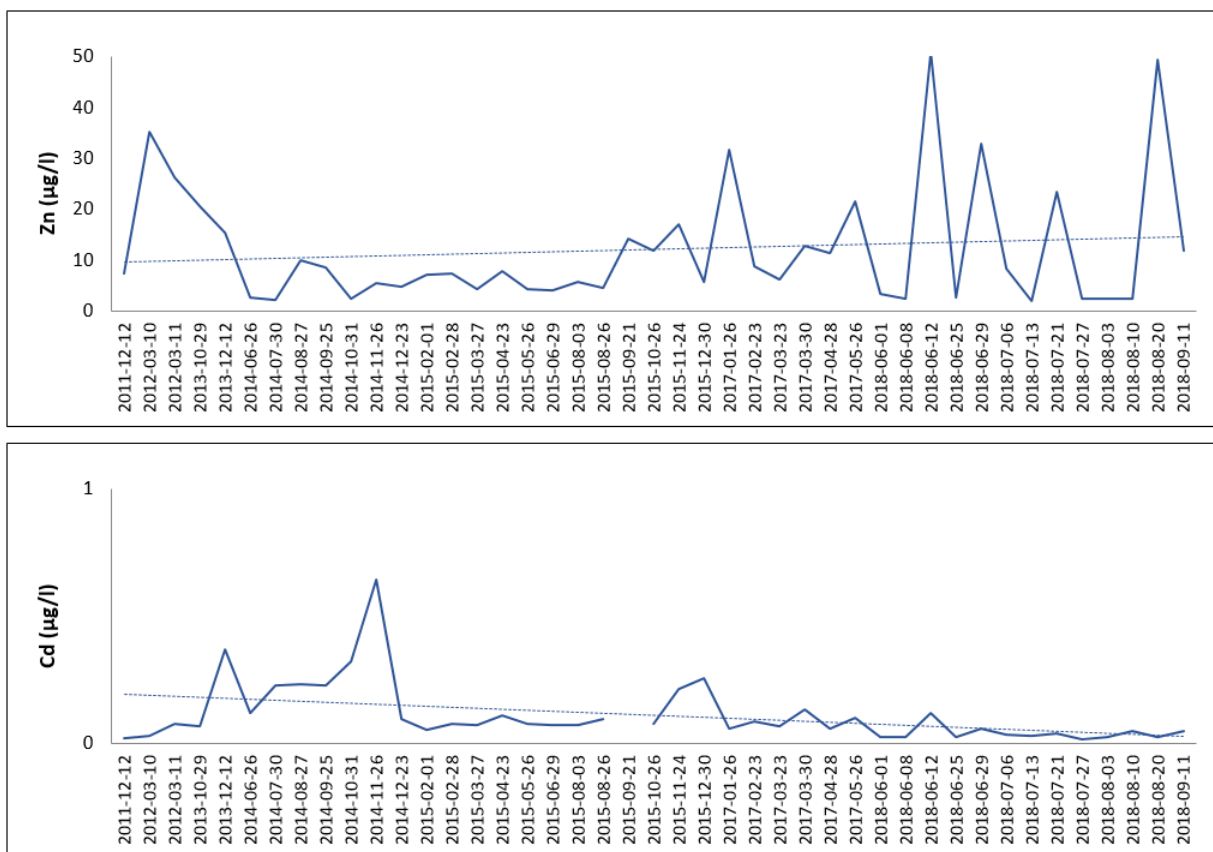
Kuva 15. Kasvua rajoittava ravinne Hakuninmaanojassa 4.7.2011–11.9.2018 (Ruth 2004 cit. Forsberg et al. 1978).

5.2.3 Metallit

Liuenneiden metallien pitoisuudet ovat tutkimusjakson aikana pääsääntöisesti laskeneet (Kuva 16 ja liite 2). Jyrkin lasku on raudan, nikkelin ja kuparin pitoisuuksissa. Ainoastaan sinkin pitoisuus on tutkimusjakson aikana kohonnut. Raudan ja nikkelin, sekä sinkin ja kuparin pitoisuuskäyrissä on vastaavuutta. Mangaanin, raudan, nikkelin, kuparin, sinkin ja lyijyn pitoisuuksissa on piikki 12.6.2018. Liuenneiden metallien tilastolliset tunnusluvut on esitetty liitteessä 1.

Sinkkipitoisuus osoittaa lievästi nousevaa trendiä tutkimusjakson aikana. Jakson alussa, 10.3.2012, Pitoisuus on 35,2 µg/l, jonka jälkeen pitoisuus on vaihtelevan matala (keskimäärin 8,7 µg/l) vuoteen 2017 saakka. Vuosina 2017 ja 2018 pitoisuudet ovat hyvin vaihtelevia ja niistä erottuu neljä suurta pitoisuusarvoa, 26.1.2017 (31,7 µg/l), 12.6.2018 (50,8 µg/l), 29.6.2018 (33,0 µg/l) ja 20.8.2018 (49,4 µg/l).

Kadmiumpitoisuus on laskenut tutkimusjakson aikana. Korkeimmat pitoisuudet on mitattu 12.12.2013 (0,18 µg/l) ja 26.11.2014 (0,32 µg/l), jonka jälkeen pitoisuus on koko loppujakson ajan keskimäärin 0,04 µg/l. Vuoden 2018 pitoisuudet ovat tutkimusjakson matalimmat, keskimäärin 0,02 µg/l.



Kuva 16. Sinkin ja kadmiumin pitoisuudet koko tutkimusjaksolla 12.12.2011–11.9.2018. Muiden liuenneiden metallien pitoisuuskuvaajat liitteessä 1.

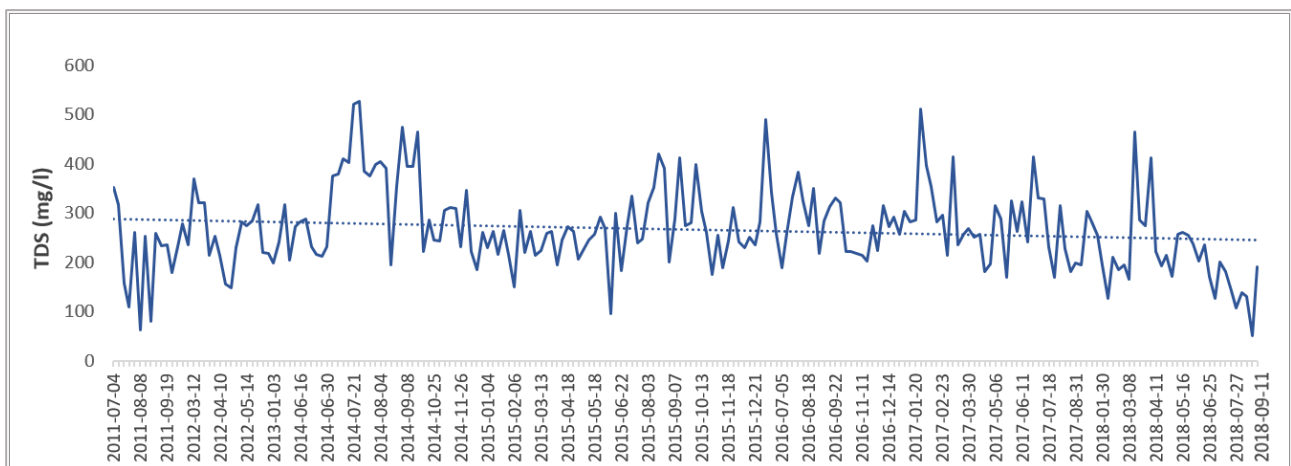
Kaikkien metallien keskipitoisuus on laskenut verrattaessa keskenään vuosien 2011–2014 ja 2018 pitoisuuksia (taulukko 10). Prosentuaalinen lasku vaihtelee välillä 5 %–70 %. Myös mediaanipitoisuuksien osalta kaikki metallit mangaania lukuun ottamatta ovat laskeneet. Prosentuaalinen lasku vaihtelee välillä 58 %–78 %. Mangaanipitoisuuden mediaani on laskenut 188 %.

Taulukko 10. Liukoisten metallien keski- ja mediaanipitoisuudet tarkastelujaksoilla vuonna 2011 ja 2018, pitoisuuksien prosentuaalinen muutos ja muutoksen merkitsevyys.

		Mean	Med	Mean	Med	Muutos % (mean)	Muutos % (med)	Merkitsevyys
		2011		2018				
Al	µg/l	143,2	138,5	59,2	57,7	-59 %	-58 %	0,028 *
Mn	µg/l	29,2	2,1	16,2	6,1	-45 %	188 %	0,735
Fe	µg/l	229,1	217,2	100,8	61,0	-56 %	-72 %	0,176
Ni	µg/l	2,3	2,2	1,0	0,8	-59 %	-66 %	0,063
Cu	µg/l	7,8	7,7	5,1	2,7	-36 %	-65 %	0,866
Zn	µg/l	15,7	15,4	15,0	3,3	-5 %	-78 %	0,866
Cd	µg/l	0,06	0,04	0,02	0,01	-70 %	-64 %	0,123
Pb	µg/l	0,22	0,17	0,13	0,06	-41 %	-63 %	0,398

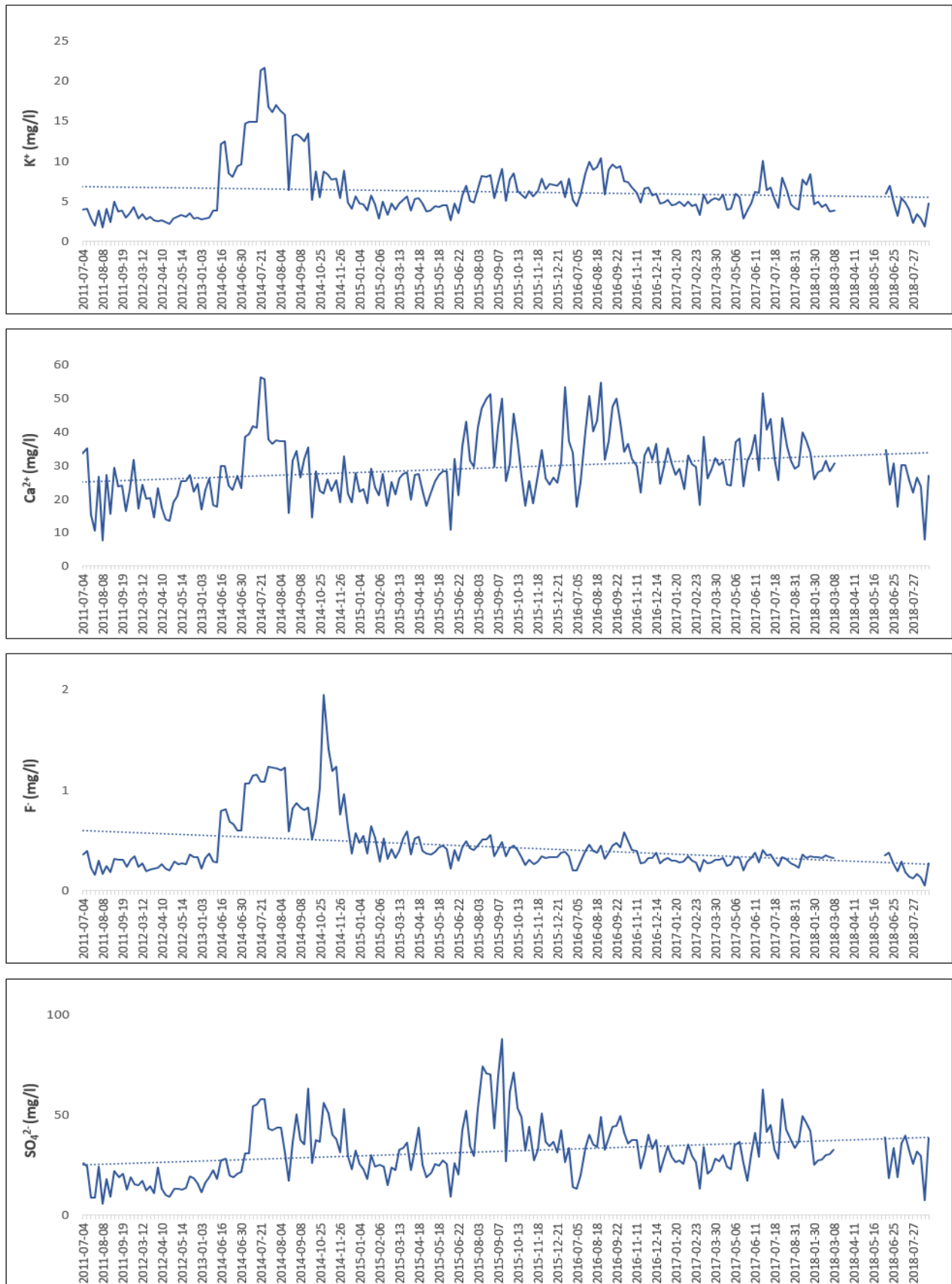
5.2.4 Liuenneet kationi- ja anionimuotoiset aineet ja liuenneen aineen kokonaismäärä

Liuenneen aineen kokonaispitoisuus vaihtelee tutkimusjakson aikana voimakkaasti, mutta pitkän aikavälin trendi on muuttumaton (Kuva 17). Korkeita pitoisuuksia on mitattu tasaisesti koko jakson aikana. Korkein mitattu pitoisuus on 21.7.2014 (526,5 mg/l). Matalimmat pitoisuudet on mitattu jakson alussa ja lopussa, 8.8.2011 (63,0 mg/l) ja 20.8.2018 (52,0 mg/l). Liuenneen aineen pitoisuuden vaihtelussa ei ole havaittavissa selvää vuodenaikais- tai muuta vaihtelua.



Kuva 17. Liuenneen aineen kokonaispitoisuus tutkimusjakson aikana 4.7.2011–11.9.2018.

Liuenneiden aineiden pitoisuuksissa on voimakasta vaihtelua. Selvin nouseva trendi on kalsiumilla ja sulfaatilla (kuva 18) ja selvin laskeva trendi natriumilla ja kloridilla (liite 3). Trendi on jokseenkin muuttumaton nitraatilla ja fluoridilla. Natriumin ja kloridin, magnesiumin ja kalsiumin, sekä kaliumin, fluoridin ja nitraatin pitoisuuskäyrissä on havaittavissa keskinäistä samankaltaisuutta. Fluoridi-, ja nitraatti- ja kaliumpitoisuuksissa havaitaan nousua vuoden 2014 aikana verrattuna sitä edeltävään aikaan, jolloin pitoisuudet ovat pysyneet tasaisen matalina. Natriumin ja kloridin pitoisuudet noudattavat samaa trendiä kuin liuenneen aineen kokonaispitoisuuden vaihtelu. Kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet nousevat pitkällä aikavälillä. Liuenneiden anionien ja kationien tilastolliset tunnusluvut ovat liitteessä 1.



Kuva 18. Kaliumin, kalsiumin, fluoridin ja sulfaatin pitoisuudet tutkimusjakson aikana 4.7.2011–11.9.2018. Natriumin, magnesiumin, kloridin ja nitraatin kuvaajat liitteessä 3.

Kaliumpitoisuus on tutkimusjakson alkupuolella, vuonna 2011–2013, tasaisen matala, keskimäärin 3,1 mg/l. Suuria pitoisuuksia on mitattu vuoden 2014 aikana, jolloin keskimääräinen kaliumpitoisuus on 11,3 mg/l. Sen jälkeen pitoisuudessa on ollut pientä vaihtelua jakson loppuun saakka, keskipitoisuuden ollessa 5,6 mg/l.

Kalsiumpitoisuudessa on vaihtelua tutkimusjakson aikana ja trendi on koko tutkimusjakson ajalla nouseva. Pitoisuushuippuja on useita ja ne sijoittuvat tutkimusjakson keskivaiheille, vuoteen 2014, sekä loppupuoliskolle, vuosiin 2015–2017. Matalia pitoisuuksia on mitattu jakson alussa, vuonna 2011 ja 2012, sekä aivan jakson lopussa, 20.8.2018, 0,8 mg/l.

Fluoridipitoisuuden trendi on loivasti laskeva, mutta pitoisuuden kuvaaja osoittaa tutkimusjakson sisällä selvää vaihtelua. Pitoisuudessa havaitaan nousua vuoden 2014 aikana verrattuna sitä edeltävään aikaan, jolloin pitoisuuden vaihtelu on ollut hyvin pientä. Vuoden 2014 jälkeen pitoisuus on pysynyt tasaisen vaihtelevana, mutta vuotta 2014 edeltävän ajan keskipitoisuutta korkeampana. Tutkimusjakson korkein fluoridipitoisuus, 1,9 mg/l, on mitattu 31.10.2014.

Sulfaattipitoisuuden trendi on tutkimusjakson ajalla nouseva. Jakson alkupäässä, 7.7.2014 asti, pitoisuuden vaihtelu on ollut vähäistä ja pitoisuudet matalat, keskimäärin 17,3 mg/l. Sen jälkeen keskipitoisuus on noussut ja pitoisuuden vaihtelu on kasvanut. Keskipitoisuus jakson loppupuolella, ajalla 14.7.2014–11.9.2018, on 35,2 mg/l.

Liuenneista kationeista ja anioneista suurin pitoisuusmuutos vuosien 2011 ja 2018 välillä on nitraatilla, jonka keskipitoisuus on kohonnut 75 % ja mediaanipitoisuus 83 % (taulukko 11). Myös sulfaattipitoisuudessa havaitaan voimakasta nousua, 67 % ja 68 %. Pitoisuuden lasku on suurta kloridilla (-63 % ja -71 %), natriumilla (-58 % ja 65 %), fluoridilla (27 % ja 40 %), TDS:lla (28 % ja 40 %) ja magnesiumilla (20 % ja 29 %). Kaliumin pitoisuudet ovat kohonneet 18 % ja 2 % sekä kalsiumin 7 % ja 6 %.

Taulukko 11. Liuenneiden kationien ja anionien keski- ja mediaanipitoisuudet vuosina 2011 ja 2018 välillä, prosentuaalinen muutos ja muutoksen merkitsevyys.

		Mean	Med	Mean	Med	Muutos % (mean)	Muutos % (med)	Merkitsevyys
		2011		2018				
Na ²⁺	mg/l	38,8	42,4	16,5	14,9	-58 %	-65 %	0,013 **
K ⁺	mg/l	3,4	3,8	4,0	3,9	18 %	2 %	0,286
Ca ²⁺	mg/l	22,5	24,0	24,0	25,4	7 %	6 %	0,859
Mg ²⁺	mg/l	4,3	5,0	3,5	3,6	-20 %	-29 %	0,248
F ⁻	mg/l	0,3	0,3	0,2	0,2	-27 %	-40 %	0,041 *
Cl ⁻	mg/l	61,0	69,2	22,7	20,3	-63 %	-71 %	0,010 **
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	0,6	0,6	1,1	1,1	83 %	83 %	0,110
SO ₄ ²⁻	mg/l	16,8	18,7	28,1	31,5	67 %	68 %	0,020 *
TDS	mg/l	211,2	235,0	152,4	141,8	-28 %	-40 %	0,075

6 Tulosten tarkastelu

Huleveden laadun vaihtelut voivat olla suuria lyhyenkin ajan sisällä johtuen nopeasta pintavalunnasta ja yksittäisistä antropologisista tekijöistä, kuten jätevesivuodoista ja roskaantumisesta. Näin ollen tuloksia on tulkittava kriittisesti ja huomioitava, että vasta pitkän aikavälin säännöllisellä näytteenotolla voidaan tehdä päätelmiä veden laadun muutoksista.

Huleveden laadulle ei Suomessa ole luokitusta eikä haitta-ainepitoisuuksille ole määritetty raja-arvoja. Hakuninmaanojan veden laadun tuloksia verrataan tässä tutkimuksessa Tukholman huleveden laatuluokitukseen (Stockholms stad 2001), metallien osalta Valtioneuvoston asetukseen vesiympäristölle haitallisista aineista (VnA 1308/2015), muiden Helsingin kaupunkipurojen veden laadun tuloksiin sekä luonnontilaisten purojen veden laatuun. Kaupunkipurojen ainepitoisuuksia vertailtaessa on otettava huomioon, että veden laatuun vaikuttavia tekijöitä on runsaasti ja niin luonnollisilla tekijöillä, kuten esimerkiksi sademäärällä ja valuma-alueen maaperän ominaisuuksilla, kuin yksittäisillä valuma-alueen tapahtumilla voi olla suurta merkitystä veden laatuun mittaushetkellä. Aiempiin tuloksiin vertailemalla voidaan kuitenkin saavuttaa yleiskäsitys vallitsevasta veden laadun tilasta.

6.1. Hakuninmaanojan veden laatu

Hakuninmaanojan veden laadun voidaan arvioida yleisellä tasolla olevan kaupunkialueen puroksi tyydyttävä. Kokonaistyyppi- ja nitraattityyppipitoisuudet ovat ajoittain olleet erittäin korkeita, kuten myös kiintoaine- ja fosforipitoisuus. Toisaalta liuenneiden metallien pitoisuudet ovat matalia ja laskeneet tutkimusjakson aikana. Tukholman hulevesistrategian huleveden kolmiportaisen laatuluokituksen mukaan kiintoaineen, fosforin ja monien metallien keskipitoisuudet ovat matalalla tasolla (taulukko 12). Kokonaistyyppipitoisuus on luokituksen mukaan keskimäärin kohtalainen. Hakuninmaanojan valuma-alue on pientalovaltainen ja vihreä, eikä alueella ole teollisuutta tai merkittäviä liikennealueita, mikä selittää verrattain hyvää veden laatua.

Taulukko 12. Tukholman hulevesistrategian laatuluokitus hulevesille (Stockholms stad 2001). Tummennetut kohdat kuvaavat tämän tutkimuksen muuttujien keskipitoisuuksien sijaintia luokituksessa.

	yksikkö	matala pitoisuus	kohtalainen pitoisuus	korkea pitoisuus
TSS	mg/l	<50	50–175	>175
TN	mg/l	<1,25	1,25–5,0	>5,0
TP	mg/l	<0,1	0,1–0,2	>0,2
Pb	µg/l	<3	3–15	>15
Cd	µg/l	<0,3	0,3–1,5	>1,5
Cu	µg/l	<9	9–45	>0,2
Zn	µg/l	<60	60–300	>300
Ni	µg/l	<45	45–225	>225

6.2 Kiintoaine ja kokonaisfosfori

Hakuninmaanojan kiintoainepitoisuus vaihteli havaintojakson alku- ja loppupään välillä runsaasti ja pitoisuus on havaintojakson aikana keskimäärin laskenut. Havaintojakson maksimipitoisuus, 328,5 mg/l, on matala verrattuna esimerkiksi Kotola & Nurmisen (2003b) tuloksiin, joiden mukaan maanrakennustöitä sisältävän, pientalovaltaisen ja kerrostalovaltaisen valuma-alueen suurin kiintoainepitoisuus yli vuoden pituisella tarkastelujaksolla oli 4397 mg/l, 2602 mg/l ja 704 mg/l.

Hakuninmaanojan keskimääräinen kiintoainepitoisuus (29,1 mg/l) on lähes kaksinkertainen verrattuna Tarvainen (2006) 21 Helsingissä sijaitsevaa kaupunkipuroa käsittävän veden laadun tutkimuksen (14,2 mg/l) sekä Ruthin (2004) kolme Helsingin kaupunkipuroa käsittävän tutkimuksen tuloksiin (8,6–16,2 mg/l) (taulukko 13). Sen sijaan korkeiden pitoisuuksien jälkeisen ajanjakson 30.9.2014–11.9.2018 keskipitoisuus 16 mg/l on lähes samaa tasoa muiden Helsingin kaupunkipurojen pitoisuuksien kanssa.

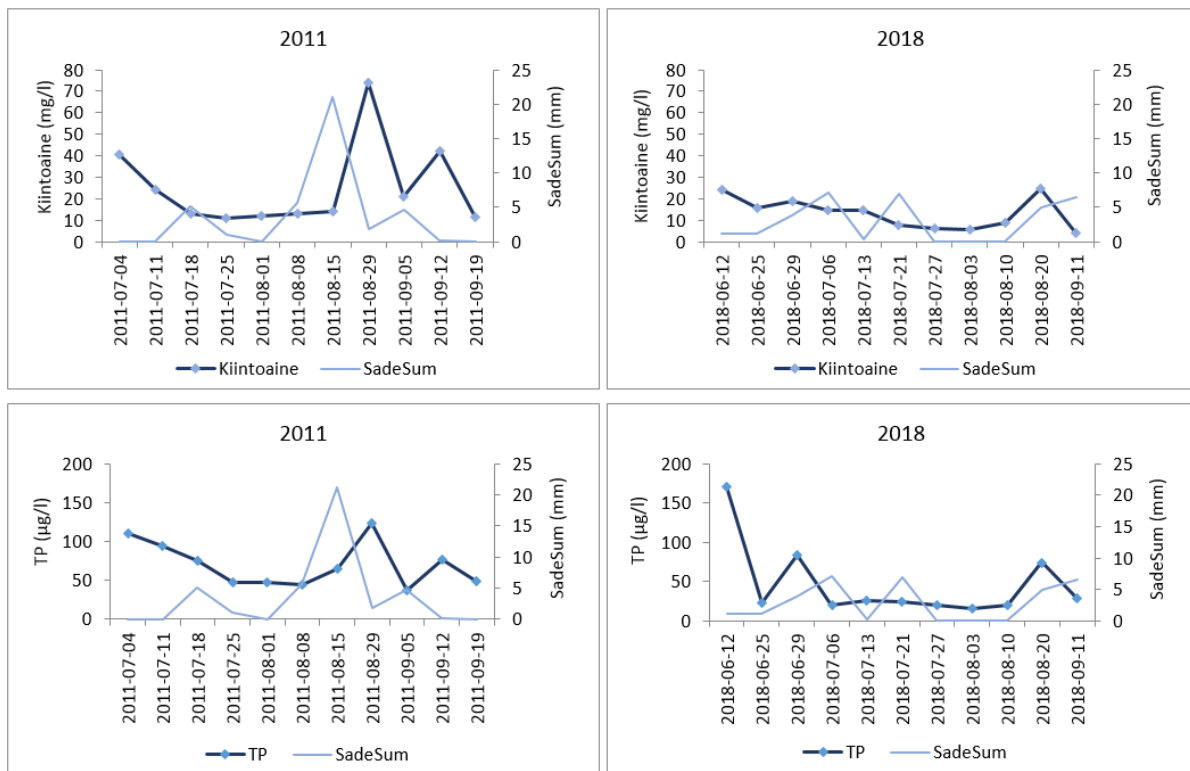
Kotola & Nurmisen (2003b) mukaan kiintoaineen keskiarvo maanrakennustyötä sisältäneen valuma-alueen huleveden osalta oli 152 mg/l. Keskimääräinen kiintoainepitoisuus Hakuninmaanojassa on ympäröiviin puroihin verrattuna koholla, mutta havaintojakson suurimmat kiintoainehuiput olivat melko pieniä. On todennäköistä, että hulevesien pilottialueen toimet ovat pitäneet varsinkin tulva-aikaiset, suurimmat kiintoainepitoisuudet melko matalina.

Taulukko 13. Hakuninmaanojan veden laadun keskimääräisiä pitoisuuksia kiintoaineen, orgaanisen aineksen, ravinteiden ja liuenneiden aineiden osalta verrattuna muiden tutkimusten tuloksiin.

	Sanaslahti 2019	Stuart 2012	Tarvainen 2006	Ruth 2004	Lahermo 1996
mg/l	Hakuninmaanoja 2011–2018 (n=215)	Hakuninmaanoja 2011 (n=17)	21 kaupunkipuroa Helsingissä (n=192)	Mätäjoki, Mellunkylänpuro, Tapaninkylänpuro (n=1500)	Koko Suomen alueella, enimmäkseen luonnonvesiä (n=1166)
TSS	29,1	39,4	14,2	8,6–16,2	
OS	4,7	8,1			
TN	4,20	1,33	2,2	1,3–2,1	
TP	0,06	0,10	0,06	0,09–0,10	
Na ²⁺	38,2	34,6	47,3	36,5–41,4	1,3–14,0
K ⁻	6,2	3,2	6,1	3,7–8,5	0,24–4,0
Ca ²⁺	29,1	21,2	39,2	28,9–44,8	1,7–18,0
Mg ²⁺	5,9	4,2	9,2	6,4–12,6	0,6–7,0
F ⁻	0,4	0,3	0,3		0,025–0,5
Cl ⁻	50,1	54,2	48,2	58,6–71,9	0,5–15,0
NO ³⁻ N	3,3	2,8	1,3		0,2–3,0
SO ₄ ²⁻	31,4	15,5	53,5	36,2–47,9	1,0–35,0
TDS	266,5	205,2	335	243–294	

Kokonaisfosforipitoisuus vaihtelee kiintoaineen lailla suuresti havaintojakson aikana ja pitoisuuden trendi on laskeva. Pitoisuuden maksimiarvo (473,2 µg/l) on alhainen verrattuna Kotola & Nurmisen (2003b) tutkimuksen rakennusvaiheessa olevan valuma-alueen pitoisuuteen 3780 µg/l. Kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo (62,5 µg/l) on samaa suuruusluokkaa tai matalampi kuin muissa Helsingin kaupunkipuroja koskevissa tutkimuksissa (taulukko 13). Kotola & Nurmisen (2003b) mukaan kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo oli rakennusvaiheessa olevalla valuma-alueella 140 µg/l. Line et al. (2002) mukaan vastaavanlaisen valuma-alueen huleveden kokonaisfosforipitoisuus oli keskimäärin 430 µg/l esirakennustöiden aikana ja 280 µg/l infrastruktuuri- ja asuntorakentamisen aikana. Suurin osa kokonaisfosforista on sitoutunut kiintoaineeseen, jonka pitoisuuksia hulevesien pilottialueen toimet ovat laskeneet.

Kiintoainepitoisuuden keskiarvo vertailujaksojen 2011 ja 2018 välillä on laskenut 48 % ja muutos on merkitsevä (*) (kuva 19). Verrattaessa pitoisuuksiltaan selvästi eroavia alku- ja loppupään ajanjaksoja 4.7.2011–15.9.2014 ja 30.9.2014–11.9.2018, muutos on hyvin merkitsevä (**). Kokonaisfosforipitoisuus on vertailujaksojen välillä laskenut keskimäärin 34 % ja muutos on niin ikään merkitsevä (*) (kuva B). Sen sijaan muutos on hyvin merkitsevä (**), kun verrataan alku- ja loppuvaiheita 4.7.2011–15.9.2014 ja 30.9.2014–11.9.2018. Sademäärällä ja virtaamalla lienee merkitystä vertailuvuosien 2011 ja 2018 väliseen pitoisuuksien laskuun, sillä kesä 2018 oli vähäsateinen.



Kuva 19. Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuus sekä sadesumma vertailujaksoilla 2011 ja 2018.

6.2.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus kiintoaine- ja fosforipitoisuuksiin

Kiintoaineen ja kokonaisfosforin korkeat pitoisuudet ajoittuvat osittain Kuninkaantammessa tehtyjen maanmuokkaus- ja louhintatöiden kanssa. Sekä kiintoaineen että kokonaisfosforin maksimipitoisuudet on mitattu vuoden 2014 aikana, jolloin alueen esirakennustyöt olivat käynnissä. Kummankin muuttujan pitoisuudet ovat kuitenkin olleet korkeita jo ajalla ennen rakennustöiden aloittamista: Kuninkaantammen esirakennustyöt aloitettiin Paloheinäntunnelin louhinnalla ja alueen esirakennustöillä elokuussa 2013 (Kuisma 2018), mutta kiintoainepitoisuus oli jo ajalla 4.7.2011–28.1.2013 keskimäärin 81,9 mg/l ja fosforipitoisuus keskimäärin 136,2 µg/l. Vuoden 2011 ja 2012 korkeiden pitoisuuksien taustalla on siten muita valuma-alueella eroosiota aiheuttaneita tapahtumia, kuten esimerkiksi Stuartin (2012) raportoima, suuri sedimenttipäästö 22.8.2011, jonka todettiin olevan peräisin yksityisen pihan rakennustyöstä.

Aineistossa on aukko vuoden 2013 kohdalla ja tältä vuodelta on vain viisi näytettä, joista kolme on tammikuulta ennen rakennustöiden aloittamista ja kaksi loka- ja joulukuulta, rakennustöiden ollessa käynnissä. Alkuvuoden näytteiden kiintoainepitoisuuden keskiarvo on 53,5 mg/l ja loppuvuoden 10,9 mg/l. Kuninkaantammen louhinta- ja esirakennustyöt eivät siten ole kasvattaneet kiintoainepitoisuutta vuonna 2013, päinvastoin pitoisuus on ollut keskimäärin alhaisempi rakentamisen alettua. Tulokset ei ole linjassa aiemman tutkimuksen kanssa, jonka mukaan valuma-alueen huleveden pitoisuudet kasvavat maanrakennustöiden aiheuttaman eroosion seurauksena merkittävästi verrattuna valuma-alueisiin, joilla ei ole rakennustoimintaa.

Helene Schjerfbeckin puiston laskeutusaltaat rakennettiin alkuvuodesta 2017. Ajanjaksolla 2.2.2017–28.6.2017 havaitaan tavallista korkeampia kiintoainepitoisuuksia, mikä lienee seurausta puiston maanrakennustöistä. Keskimääräinen pitoisuus ajanjaksolla on 43,1 mg/l. Pitoisuus on pysynyt tasaisen matalana, keskimäärin 6,0 mg/l, 5.7.2017 alkaen aina 4.4.2018 saakka, minkä voidaan tulkita johtuvan laskeutusaltaiden onnistuneesta hulevesien puhdistuksesta. Huhti-toukokuussa 2018 havaitaan muutama korkea pitoisuuspiikki, joiden taustalla voi olla Kuninkaantammen hulevesikosteikkojen kaivuutöitä (Pellikka 2018) tai valuma-alueen muita yksittäisiä tapahtumia, kuten yksityisten pihojen maanmuokkaustöitä.

Hakuninmaanojaa ruopattiin 1,5 km matkalta huhtikuussa 2016 Kuninkaantammen huleveden kuljetuskapasiteetin lisäämiseksi, mutta tältä ajalta ei ole veden laadun aineistoa. Kesäkuulta 2016 on kuitenkin olemassa dataa ja näytteissä havaitaan tavallista korkeampia kiintoainepitoisuuksia, korkeimmillaan 93,3 mg/l, jotka johtuvat todennäköisesti uomaeroosion lisääntymisestä.

Hakuninmaanojan kokonaisfosforipitoisuus mukailee kiintoainepitoisuutta ja pitoisuuden vaihteluun pätevät samat taustatekijät kuin kiintoaineen pitoisuusvaihteluun. Fosfori kiinnittyy vahvasti kiintoaineeseen: näiden muuttujien välillä on voimakas, erittäin merkitsevä korrelaatio ($r_s=0,87$ ***).

Fosforipitoisuutta selittää maanmuokkaus, joka lisää kiintoainepitoisuutta. Kuninkaantammen maaperä on kallioinen ja huonosti maanviljelyyn soveltuva, joten fosforin pitoisuuksia ei voida selittää sillä, että sitä olisi varastoitunut aiemmin maatalouskäytössä olleeseen maaperään ja vapautunut maanmuokkauksen seurauksena.

Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuden maksimiarvot ja muitakin korkeita pitoisuuksia on mitattu myös kuivan ajan virtaaman aikana, jolloin kolmen edellisen vuorokauden yhteenlaskettu sademäärä on säähavaintoasemalla 0 mm. Vastaavasti sateisen ajan virtaaman aikana on mitattu varsin matalia kiintoaine- ja fosforipitoisuuksia, kuten esimerkiksi 5.10.2017, jolloin fosforipitoisuus on 52 µg/l, kiintoainepitoisuus 10 mg/l ja sadesumma havaintojakson korkein, 40,6 mm. Kiintoainepitoisuuden ja sadesumma-aineiston välinen korrelaatio on heikko ($r_s=0,16$ **), kuten myös kokonaisfosforin ja sadesumma-aineiston välinen korrelaatio ($r_s=0,22$ ***). Kyseinen tulos ei ole linjassa aiemman tutkimuksen kanssa, jonka mukaan kiintoainepitoisuus korreloi voimakkaasti sademäärän ja virtaaman kanssa (vrt. Zhang et al. 2004; Ruth 2004). Rakennustyöt ovat virtaamaa merkittävämpi kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuksien taustatekijä Hakuninmaanojassa.

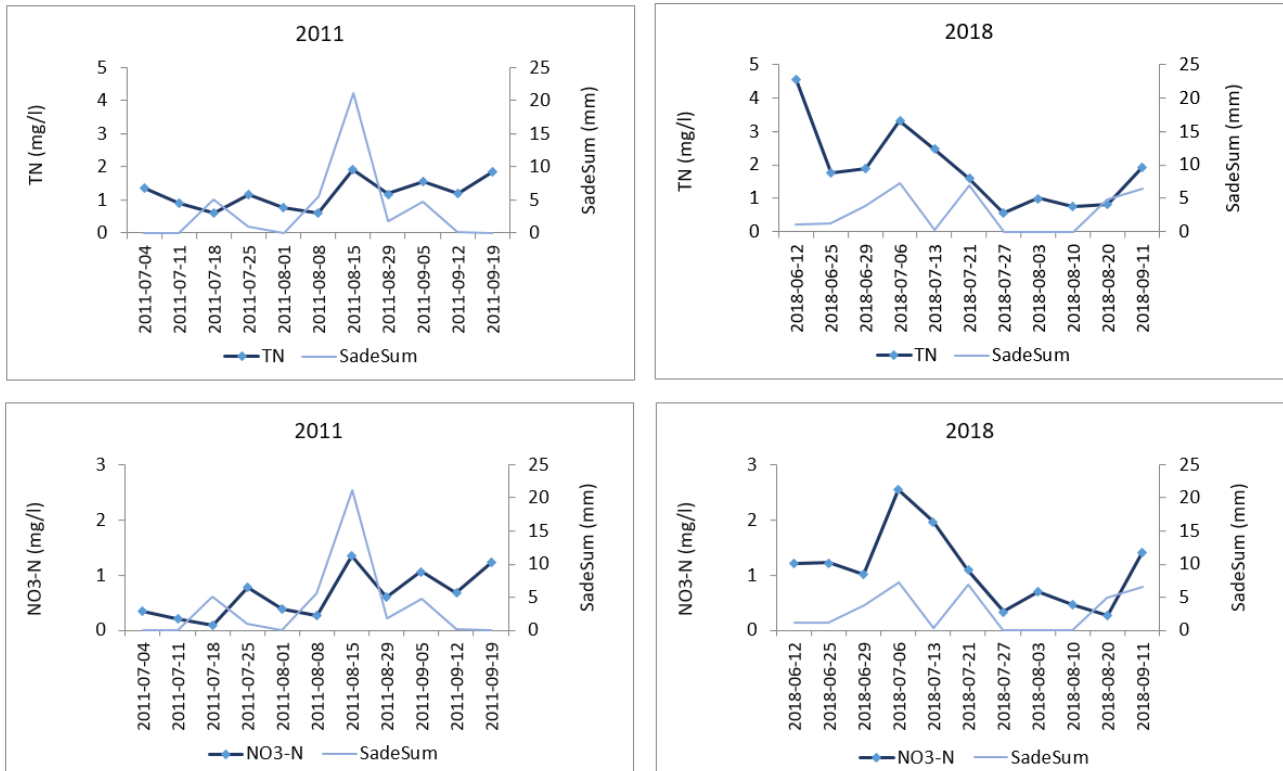
6.3 Kokonaistyyppi ja nitraattityppi

Kokonaistyyppipitoisuudessa on runsasta vaihtelua havaintojakson aikana ja koko havaintojakson trendi on laskeva. Havaintojakso koostuu kolmesta selvästi erotettavissa olevasta eri pitoisuustason vaiheesta. Hakuninmaanojan kokonaistyyppipitoisuus on ollut ajoittain poikkeuksellisen korkea, maksimipitoisuuden ollessa 33,0 mg/l. Kotola & Nurmisen (2003b) mukaan Espoossa sijaitsevan, maanrakennustöitä sisältäneen valuma-alueen maksimipitoisuus oli 12,8 mg/l ja Line et al. (2002) mukaan Yhdysvalloissa sijaitsevan vastaavanlaisen valuma-alueen 4,0–23,6 mg/l.

Kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo (4,2 mg/l) on pääsääntöisesti reilusti korkeampi kuin muiden rakentamisen vaikutuspiirissä olevien valuma-alueiden keskipitoisuudet. Line et al. (2002) mukaan kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo rakennustyömaan sisältävän valuma-alueen valumavesistä oli 1,1–5,7 mg/l. Kotola & Nurmisen (2003b) mukaan maanrakennustöitä sisältäneen valuma-alueen kokonaistyyppipitoisuus oli keskimäärin 1,5 mg/l. Kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo on kaksinkertainen verrattuna Tarvaisen (2006) 21 helsinkiläistä kaupunkipuroa käsittäneen tutkimuksen tuloksiin ja yli 3-kertainen Stuartin (2012) Hakuninmaanojan veden laadun tuloksiin verrattuna (taulukko 16).

Nitraattipitoisuuden vaihtelu seuraa kokonaistyyppipitoisuuden vaihteluita. Havaintojakson maksimipitoisuus (30,5 mg/l) on korkea verrattuna Line et al. (2002) tutkimuksen tuloksiin, joiden mukaan rakennustöiden vaikutusten alaisen valuma-alueen huleveden nitraattipitoisuus oli eri rakennusvaiheiden aikana maksimissaan 0,5–7,2 mg/l. Nitraattipitoisuuden keskiarvo (3,3 mg/l) ylittää Tarvaisen (2006) (keskimäärin 1,33 mg/l) ja Stuartin (2012) (keskimäärin 2,8 mg/l) tutkimusten nitraattityypin keskipitoisuudet. Keskipitoisuus on moninkertainen Line et al. (2002) tuloksiin verrattuna, joiden mukaan rakennustyömaan vaikutuspiirissä olevan valuma-alueen valumaveden keskimääräinen nitraattipitoisuus oli rakentamisen eri vaiheissa 0,2–1,0 mg/l.

Kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo vertailujaksojen 2011 ja 2018 välillä on noussut 58 % ja mediaanipitoisuus 49 % (kuva 20). Nitraattipitoisuuden keskiarvo on noussut 75 % ja mediaanipitoisuus 83 %. Muutokset eivät kuitenkaan ole tilastollisesti merkitseviä. Näin ollen tyyppipitoisuuksien kasvu kyseisten vertailujaksojen välillä ei ole yleistettävissä koko aineistoa koskevaksi. Sen sijaan kokonaistyyppipitoisuuksiltaan selvästi erottuvien alku- ja loppujaksojen 4.7.2011–29.10.2013 (pitoisuuden keskiarvo 1,5 mg/l) ja 10.12.2014–11.9.2018 (pitoisuuden keskiarvo 3,1 mg/l) välinen muutos on tilastollisesti hyvin merkitsevä (**). Nitraatin osalta jaksojen 4.7.2011–29.10.2013 (pitoisuuden keskiarvo 3,9 mg/l) ja 9.1.2015–11.9.2018 (pitoisuuden keskiarvo 11,9 mg/l) välinen muutos on tilastollisesti hyvin merkitsevä (**).



Kuva 20. Kokonaistyyppi- ja nitraattipitoisuus sekä sadesumma vertailujaksoilla 2011 ja 2018

6.3.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus typpipitoisuuksiin

Hakuninmaanojan korkeaa kokonaistyyppi- ja nitraattipitoisuutta vuosina 2013–2014 selittävät rakennustyömaalla samaan aikaan suoritettut räjäytystyöt ja maanmuokkaus. Hakuninmaanojan tyyppi on pääasiassa nitraattityppeä, jota tyypillisesti käytetään ammoniumnitraatin muodossa hapettimena räjähdysaineissa. Lisäksi maanmuokkaus lisää maaperään varastoituneen nitraattityypen huuhtoutumista. Kokonaistyyppi- ja nitraattipitoisuuden piikki 21.7.2014 ja pitoisuuksien jyrkkä nousu vuosiin 2011–2012 verrattuna ajoittuvat Kuninkaantammen esirakennustöiden ja Paloheinäntunnelin louheen murskaamisen aikaan, jolloin on tehty räjäytystöitä. Vuoden 2013 näytteistä ennen rakennustöitä otettujen tammikuun näytteiden (2 kpl) keskipitoisuus on 1,5 mg/l ja rakentamisen alettua otettujen loka- joulukuun näytteiden (2 kpl) 7,8 mg/l, mikä osoittaa rakennustöiden lisännen typpipitoisuutta.

Kuninkaantammen louhinta- ja esirakennustyöt saatiin päätökseen joulukuussa 2014, minkä jälkeen typpipitoisuus on lähtenyt laskuun. Vuodesta 2015 eteenpäin, jolloin typen pitoisuudet ovat pysyneet vuosiin 2013–2014 verrattuna matalina, mutta tutkimusjakson alkuun (2011–2012) nähden pysyvästi korkeampina, Kuninkaantammessa on rakennettu asuinkortteleita ja Helene Schjerfbeckin puistoa.

Yksittäiset korkeat typpipitoisuudet, kuten esimerkiksi 28.6.2017 mitattu 17,2 mg/l, selittyvät yksittäisillä räjäytystöillä ja maanmuokkauksella.

Virtaaman suuruudella ei ole ollut vaikutusta typpipitoisuuksiin: kokonaistyppipitoisuuden ja sadesumman välillä ei ole korrelaatiota ($r_s=-0,12$), kuten ei myöskään nitraattipitoisuuden ja sadesumman välillä ($r_s=-0,09$). Kuivan ajan virtaamalla on sadannan ohella tärkeä merkitys typen kuljetuksessa. Janke et al. (2014) mukaan typpipitoisuudet voivat olla yhtä suuret sadannan ja kuivan ajan valunnan aikana. Kuivan ajan valunta muodostuu pohjavedestä ja yläjuoksun kosteikoilta peräisin olevasta valunnasta.

Tutkimustulokset ovat typpipitoisuuden osalta yhteneväisiä aiemman tutkimuksen kanssa, jossa räjäytysten vesistövaikutuksia on selvitetty lähinnä kaivostoiminnan yhteydessä. Typpipitoisuuden voimakas kohoaminen rakennustyöiden seurauksena on merkittävä havainto, jota ei ole vastaavassa mittakaavassa aikaisemmin raportoitu. Kaupunkivesien suojelu rakennustyömaiden vaikutusalueella on tärkeää rehevöitymisen ehkäisemiseksi, joten räjäytysten typpipäästöihin on tärkeää kiinnittää huomiota tulevaisuudessa ja etsiä keinoja kuormituksen vähentämiseksi.

6.4 Metallit

Liuenneiden metallien pitoisuudet ovat hypoteesista poiketen joko laskeneet tai säilyneet ennallaan tutkimusjakson aikana ja niiden pitoisuudet ovat verrattain matalat. Metallien mediaanipitoisuudet eivät pääsääntöisesti ylitä aiemmissa tutkimuksissa havaittuja, muiden Helsingin kaupunkipurojen pitoisuuksia (taulukko 14). Lähinnä luonnontilaisiin Suomen puroihin (Lahermo 1996) verrattuna Hakuninmaanojan alumiini-, mangaani-, rauta- ja lyijypitoisuuksien mediaanit ovat alhaisemmat. Rautapitoisuus on erityisen matala, sillä jopa raudan maksimipitoisuus alittaa Suomen purovesien raudan mediaanipitoisuuden tuntuvasti. Nikkeli-, kupari-, sinkki- ja kadmiumpitoisuudet sen sijaan ylittävät Lahermon (1996) mediaanipitoisuudet: sinkki- ja kadmiumpitoisuudet ovat kaksinkertaiset, nikkelpitoisuus lähes 3-kertainen ja kuparipitoisuus yli 8-kertainen.

Taulukko 14. Hakuninmaanojan veden laadun mediaanipitoisuuksia eräiden liukoisten metallien osalta verrattuna aiempien tutkimusten tuloksiin.

	Sanaslahti 2019	Saarinen 2015	Tervonen 2013			Pellikka 2013	Lahermo 1996
µg/l	Hakuninmaanoja (n=215)	Helsingin seudun purot (n=68)	Hakuninmaanoja (n=14)	Kuninkaantammenoja (n=14)	Kalannintienoja (n=14)	Helsingin kaupunkipurot (n=37)	Koko Suomen alueella, enimmäkseen luonnonvesiä (n=1166)
Al	69,7	42,1					95
Mn	10,5	35,1					29
Fe	191,3	158,6	580,0	338,0	203,0	280,0	680
Ni	1,4	1,7	2,3	1,9	2,9	2,9	0,52
Cu	5,4	2,4	4,7	2,0	13,5	5,5	0,64
Zn	7,4	10,0	19,0	9,0	18,0	17,0	3,6
Cd	0,04	0,02					<0,02
Pb	0,16	0,05	0,60	<0,02	0,20		0,23

Valtioneuvoston vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista säätämän asetuksen mukainen sallittu enimmäispitoisuus sisämaan pintavesissä on kadmiumille 0,1 µg/l, nikkelille 5,0 µg/l ja lyijylle 1,3 µg/l (VnA 1308/2015). Kyseiset raja-arvot alittuvat Hakuninmaanojan pitoisuuksissa reilusti. Lyijyn ja kadmiumin osalta Hakuninmaanojan pitoisuudet alittavat Suomen ympäristökeskuksen pintavesien yleisen käyttökelpoisuusluokituksen välttävän ladun rajan (Vuori et al. 2006). Vertailtaessa liukoisten metallien pitoisuuksia näihin yleisiin veden laadun luokituksiin, voidaan päätellä, että Hakuninmaanojan veden laatu on ainakin edellä mainittujen parametrien osalta kaupunkialueen puroksi tyydyttävä tai hyvä.

6.4.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus metallipitoisuuksiin

Metallipitoisuuksien aineistoa ajalta ennen rakentamisen aloittamista on olemassa vain kolmen näytteen verran, mikä ei riitä antamaan riittävän luotettavaa kuvaa Hakuninmaanojan metallipitoisuuksien lähtötasosta. Sen sijaan aineiston perusteella on mielekkäämpää arvioida metallipitoisuuksien kehitystä rakennushankkeen aikana.

Aiemman tutkimuksen perusteella oli odotettavissa, että metallipitoisuudet olisivat rakennustoiminnan myötä korkeat ja talorakentaminen olisi lisännyt Hakuninmaanojan metallikuormaa esimerkiksi rakennusmateriaalien ja maalaustöiden myötä. Monen metallin pitoisuus oli korkealla tasolla Kuninkaantammen louhinta-, ja esirakennustöiden aikana, mutta laski rakennustöiden jatkuessa ja oli muutamia korkeita pitoisuuksia lukuun ottamatta matala talo- ja puistorakentamisen aikana. Louhinta- ja esirakennustöissä käytetyn raskaan kaluston korroosio ja kivimurskan altistuminen huuhtoutumiselle ovat voineet olla tutkimusjakson alkupään korkeiden metallipitoisuuksien taustalla. Vettä läpäisemättömän pinnan rakentaminen Kuninkaantammen hankkeen edetessä johtanee huleveden metallipitoisuuksien kasvuun, kun hulevesihuuhtouma kasvaa.

Sinkki ja kadmium

Sinkki- ja kadmium ovat tyypillisiä ihmistoiminnan indikaattoreita kaupunkialueen vesissä. Kadmiumpitoisuus on odotetusti noussut jyrkästi Paloheinäntunnelin louhinnan ja alueen esirakennustöiden aikana, vuonna 2013 ja 2014, verrattuna alkujakson pitoisuuksiin, mikä lienee seurausta ajoneuvojen ja työkoneneiden korroosiosta.

Sinkkipitoisuuden lasku esirakennustöiden aikaan vuosina 2013–2014 ei ollut odotettavissa aiemman tutkimuksen perusteella, jonka mukaan sinkkiä päätyy pintavesiin pääasiassa liikenteestä. Sinkkipitoisuus on kuitenkin noussut uudelleen korkeaksi vuodesta 2015 lähtien, jolloin asuntorakentaminen on ollut runsasta eri puolilla Kuninkaantammea. Korkeat sinkkipitoisuudet ovat tästä päätellen peräisin esimerkiksi rakennusmateriaaleista ja työkoneneiden korroosiosta korttelirakennusvaiheessa.

Rauta, nikkeli ja kupari

Raudan, nikkelin ja kuparin pitoisuuksien vaihtelut vastaavat pitkälti toisiaan. Pitoisuuksissa on havaintojakson aikana runsaasti vaihtelua, mutta trendi on laskeva. Pitoisuudet korreloivat keskenään tilastollisesti erittäin merkitsevästi: rauta ja nikkeli $r_s=0,86$ ***, rauta ja kupari $r_s=0,83$ *** sekä nikkeli ja kupari $r_s=0,72$ ***. Siten niiden voidaan olettaa olevan ainakin osittain peräisin samoista lähteistä, kuten rakennusmateriaaleista, tai johtua luonnon taustapitoisuuksista.

Nikkelipitoisuus on laskenut tasaisesti rakentamisen aloittamisen jälkeen vuosien 2011–2012 korkeasta tasosta. Nikkelipitoisuuden selvimmin havaittava lasku ajoittuu esirakennustöiden aikaan. Kuparipitoisuudessa on korkeita arvoja esirakennustöiden aikaan, mutta myös talorakentamisen aikana. Rautapitoisuus vaihtelee runsaasti, eikä siitä ole selvästi erotettavissa yhteneväisyyksiä rakentamisaikataulun kanssa. Raudan luonnollisilla taustapitoisuuksilla on todennäköisesti keskeinen merkitys pitoisuusvaihtelussa (Lahermo et al. 1996).

Lyijy, alumiini ja mangaani

Lyijy-, alumiini- ja mangaanipitoisuuksissa ei ole erotettavissa Kuninkaantammen rakentamisesta mahdollisesti johtuvia trendejä, jolloin pitoisuuksien muutokset ovat kytköksissä valuma-alueen kallioperän ominaisuuksiin ja muihin päästölähteisiin, kuten laskeumaan ja liikenteeseen.

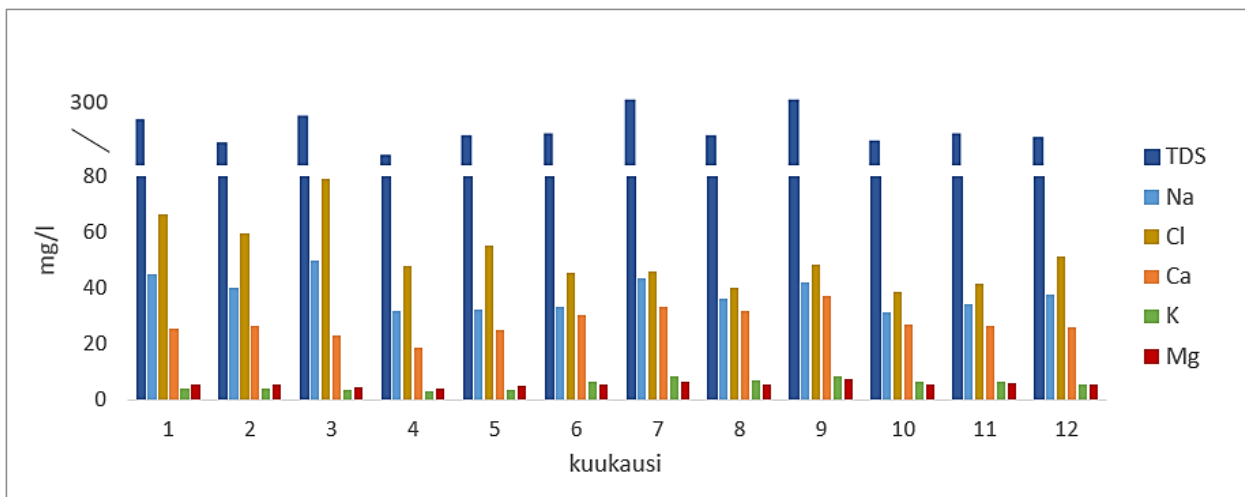
6.5 Liuenneet kationit ja anionit sekä liuenneen aineen kokonaispitoisuus

Anioni- ja kationimuotoisten aineiden osalta Hakuninmaanojan veden laatu vaikuttaa kaupunkipuroksi tyydyttävältä. Pitoisuudet sijoittuvat keskimääräisille vaihteluväleille tai ovat alhaisemmat kuin Ruthin (2004) tutkimuksessa kolmessa Helsingin kaupunkipurossa (taulukko 12). Samat muuttujat ovat odotetusti korkeammat kuin Lahermon (1996) pääosin luonnonvesistä mitatuissa näytteissä, sillä kaupunkiympäristön katetut pinnat ja ihmistoiminta, kuten liikenne ja teollisuus, kasvattavat ainekuormitusta. Natrium-, kalsium-, magnesium-, sulfaatti- ja TDS-pitoisuudet alittavat Tarvaisen tutkimuksen pitoisuudet reilusti, ja fosfaatti-, kalium-, fluoridi- ja kloridipitoisuudet ovat jokseenkin samalla tasolla niiden kanssa. Verrattuna Stuartin (2012) tutkimukseen ajalta ennen Kuninkaantammen rakentamisen aloittamista, Hakuninmaanojan kaikkien mitattujen liuenneiden anionien ja kationien keskipitoisuudet, sekä liuenneen aineen kokonaispitoisuus ovat korkeammat.

6.5.1 Kuninkaantammen rakennustöiden vaikutus liuenneiden kationien ja anionien pitoisuuksiin

Natrium ja kloridi

Natrium- ja kloridipitoisuuksien välillä on erittäin merkitsevä korrelaatio ($r_s=0,72^{***}$). Natriumin ja kloridin pitoisuusvaihtelu on suurta, eikä se osoita yhteneväisyyksiä Kuninkaantammen rakentamisaikataulun kanssa. Näin ollen natrium ja kloridi ovat peräisin katujen liukkaudentorjunnasta. Tiesuolaus on voimakkaimmillaan alkutalvesta pakkasten alettua ja natriumin ja kloridin pitoisuudet vähenevät kesän ja syksyn aikana, kun tiesuolaa huuhtoutuu sateiden mukana valuma-alueelta (Ruth 2004). Tässä tutkimuksessa liuenneen aineen kokonaismäärässä sekä natriumin ja kloridin pitoisuuksissa ei ole havaittavissa merkittävää vuodenaikaisvaihtelua (kuva 21), joten tiesuolauksen merkityksen voidaan olettaa olevan valuma-alueella vähäinen. Hakuninmaanojan valuma-alue onkin kaupunkialueeksi melko luonnontilainen.



Kuva 21. Tutkimusjakson aikana mitattujen liuenneen aineen kokonaismäärän sekä tiesuolauksessa käytettävien natriumin, kloridin, kalsiumin, kaliumin ja magnesiumin kuukausittaisen pitoisuuksien keskiarvot.

Kalsium ja magnesium

Hakuninmaanojan kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet ovat yhtenevät ja niiden välinen korrelaatio on voimakas ja tilastollisesti erittäin merkitsevä ($r_s = 0,83$ ***). Helsingissä katujen pölynsidontaan käytetään kalsiumkloridia (CaCl_2). Sitä käytetään myös jossain määrin tiesuolauksessa. Katupölykausi ajoittuu tyypillisesti maaliskoukokuuhun (Männikkö et al. 2014). Hakuninmaanojan kalsiumpitoisuus on korkeimmillaan heinä-syyskuussa ja matalimmillaan maaliskoukokuussa. Kalsium ja kloridi eivät korreloi keskenään ($r_s = -0,05$), joten korkeiden kalsiumpitoisuuksien taustalla ei ole teille levitettävä CaCl_2 , vaan valuma-alueen maa- ja kallioperän luonnolliset taustapitoisuudet.

Tiesuolaus ei vaikuta olevan magnesiumin lähde Hakuninmaanojan valuma-alueella, sillä korkeimmat keskipitoisuudet on mitattu heinä-syyskuussa (kuva 21). Kalsiumin ja magnesiumin pitoisuusvaihteluista ei ole erotettavissa selkeää kuviota tai yhteyksiä Kuninkaantammen rakentamiseen. Pitoisuudet ovat kohonneet esirakennustöiden aikana, mikä johtunee lisääntyneestä eroosiosta. Kalsiumin ja magnesiumin korrelaatio sadesumman kanssa on kohtalainen ja negatiivinen (molemmat $r_s = -0,34$ ***), joten virtaama ei vaikuta pitoisuusvaihteluiden taustalla.

Kalium ja fluoridi

Kaliumin ja fluoridin pitoisuudet mukailevat typen lailla Kuninkaantammen louhinta- ja maanrakennustöiden aikataulua. Pitoisuuksissa havaitaan jyrkkä nousu kesäkuussa 2014, jolloin Kuninkaantammen esirakennustyöt olivat käynnissä. Jotkin räjähdysaineet sisältävät kaliumnitraattia, mikä voi selittää kaliumin vastaavanlaisen pitoisuusvaihtelun. Kaliumin ja fluoridin välinen korrelaatio on voimakas ja tilastollisesti erittäin merkitsevä ($r_s=0,81$ ***), mikä viittaa samaan lähteeseen. Kaliumin ja fluoridin samansuuntaisten pitoisuusvaihteluiden taustalla on siten todennäköisesti rakennustoiminnan aiheuttama eroosio, joka lisää huuhtoutumista maa- ja kallioperästä.

Sulfaatti

Sulfaattipitoisuuden lievä nousu on todennäköisesti seurausta Kuninkaantammen alueen maaperässä olevasta sulfidisavesta, joka on lisännyt huleveden sulfaattipitoisuutta eroosion myötä. Pitoisuuden jyrkkä nousu kesäkuussa 2014 asettuu samaan ajankohtaan Kuninkaantammen esirakennustöiden kanssa, jolloin maanmuokkaus on ollut runsasta. Hakuninmaanojan pH on noussut vuosien 2012 ja 2018 välillä (taulukko 15), mikä voi olla seurausta sulfaattipitoisuuden noususta sulfidisavien päädyttyä kosketuksiin hapen kanssa kaivuutöiden seurauksena.

Sulfaattipitoisuus on ollut runsasta esirakennustöiden jälkeen vuonna 2015, jolloin kortteleiden rakennus oli käynnissä eri puolilla Kuninkaantammea. Muita sulfaattipitoisuuden vaihteluun vaikuttavia tekijöitä ovat mahdollisesti maa- ja kallioperän rikkipitoisten mineraalien rapautuminen ja ilmalaskeuma.

Taulukko 15. Hakuninmaanojan pH vuosina 2011 (Stuart 2012) ja 2018. Vuoden 2011 pH-lukemat on mitattu ajalla 29.6.–25.11.2011 ja vuoden 2018 ajalla 14.4.–9.10.2018.

pH	Keskiarvo	max	min	sd
2011	7,2	8,0	6,6	0,3
2018	7,7	8,6	6,7	0,3

Liuenneen aineen kokonaispitoisuus

Liuenneen aineen kokonaispitoisuuden vaihtelu on pitkälti riippuvainen natriumin ja kloridin pitoisuuksista: TDS korreloi natriumin ($r_s=0,83$ ***) ja kloridin kanssa ($r_s=0,62$ ***). Korrelaatio on voimakas myös magnesiumin kanssa ($r_s=0,75$ ***). TDS korreloi sadesumman kanssa heikosti ja korrelaatio on negatiivinen ($r_s=-0,26$ ***), sillä runsas virtaama laimentaa liuenneiden aineiden pitoisuuksia. TDS vaihtelee havaintojakson aikana runsaasti ja pitoisuudesta ei ole erotettavissa rakentamisesta johtuvaa vaihtelua. TDS:n pitoisuusvaihtelun taustalla on paljon tekijöitä, kuten taustapitoisuudet, tiesuolaus, eroosio, jätevedet ja laskeuma.

6.6 Kuninkaantammen rakentamisen aikainen vesiensuojelu

Laskeutusaltaat, joiden kautta Kuninkaantammen työmaan hulevedet johdetaan Hakuninmaanojaan, valmistuivat vuonna 2017. Kuninkaantammen rakennustyöt sen sijaan aloitettiin jo vuonna 2013. Mikäli laskeutusaltaat olisivat olleet toiminnassa jo aiemmin, olisivat etenkin kiintoaineen ja kokonaisfosforin pitoisuudet mahdollisesti olleet matalammat tutkimusjakson aikana. Toisaalta, kyseisten muuttujien pitoisuudet ovat muutenkin olleet matalalla tasolla esirakennustöiden jälkeen lukuun ottamatta muutamia, luultavasti Helene Schjerfbeckin puiston maanrakennustöistä johtuvia korkeita pitoisuushuippuja vuonna 2017. Korttelirakentamisen aikana on rakennettu sadepuutarhoja, joista useita oli käytössä vuonna 2018. Sadepuutarhat ovat todennäköisesti osaltaan vähentäneet kiintoaine- ja fosforikuormitusta korttelirakennusvaiheessa 2015–2018.

7 Johtopäätökset

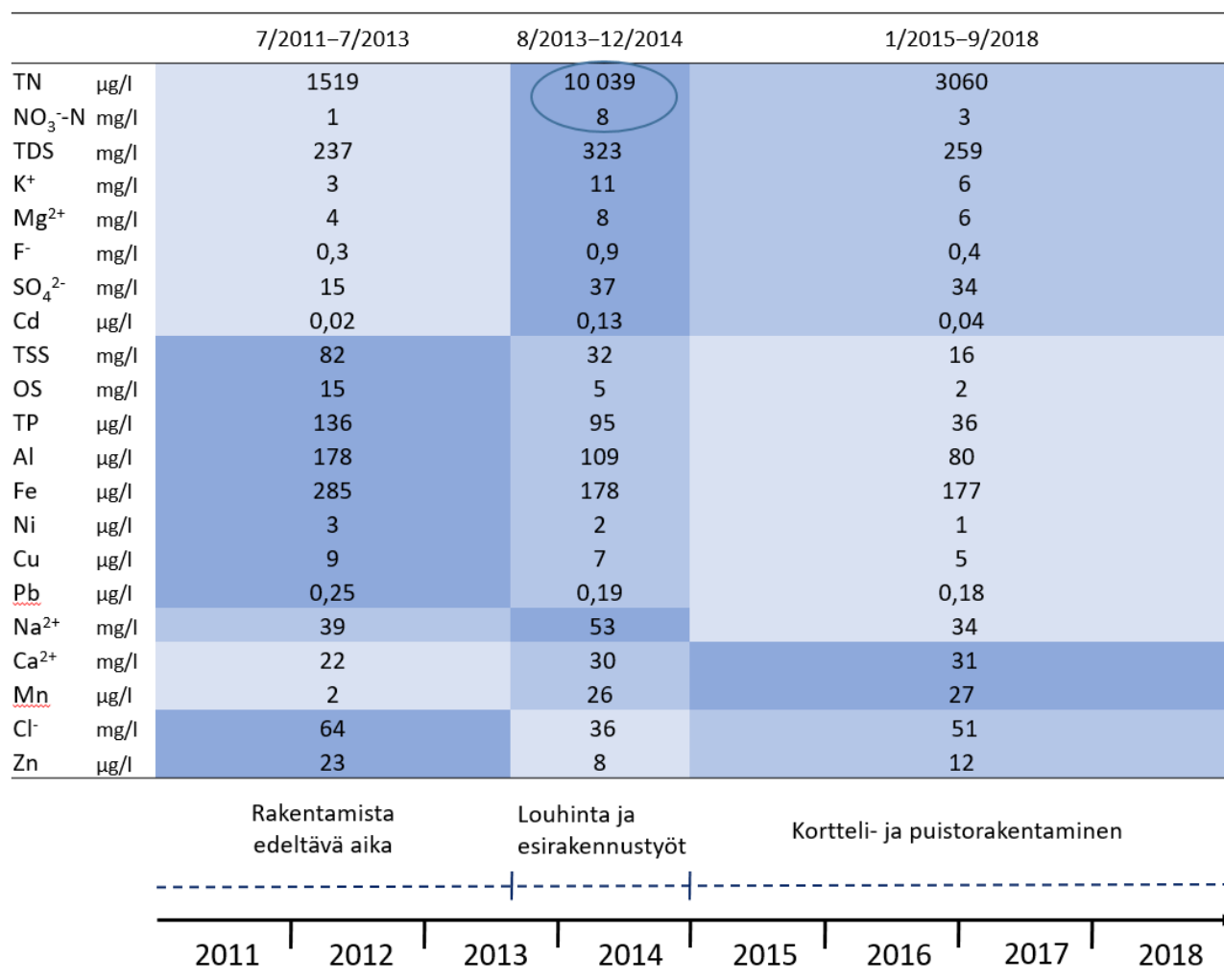
Tässä tutkimuksessa selvitettiin Hakuninmaanojan veden laadun muutosta valuma-alueella sijaitsevan Kuninkaantammen kaupunginosan rakennustöiden aikana. Veden laadun aineistoa on olemassa vuodesta 2011 lähtien ja havaintojakson viimeiset näytteet kerättiin kesällä 2018. Näytemäärä oli yhteensä 258, mikä sisältää suodatetut metallinäytteet (43 kpl) ja muiden aineiden näytteet (215 kpl).

Merkittävin muutos on tapahtunut kokonaistypen ja nitraatin pitoisuuksissa, jotka ovat kasvaneet runsaasti esirakennustöiden aikana räjäytysaineiden käytön myötä (kuva 22). Kokonaistyyppipitoisuus on kolmin- ja nitraattipitoisuus lähes viisinkertaistunut rakentamista edeltävään aikaan nähden. Vastaavasta, rakennustoiminnan aikaansaamasta tyyppipitoisuuden runsaasta kasvusta pitkän aikavälin tutkimusasetelmassa ei ole kirjallisuudessa aiempia mainintoja. Tulevissa rakennushankkeissa on tärkeää kiinnittää huomiota räjäytystöiden vesistövaikutuksiin ja tutkia keinoja vähentää typpikuormitusta, jotta kaupunkipurojen rehevöitymistä voitaisiin hillitä ja ekosysteemejä suojella.

Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet ovat olleet korkeimmillaan jo ennen rakennustöiden aloittamista ja laskeneet tästä tasosta rakennustöiden aloittamisen jälkeen, mikä on vastoin tutkimuksen hypoteesia. Rakentamisajan kiintoainepitoisuus on vain neljäsosa ja kokonaisfosforipitoisuus kolmasosa rakentamista edeltävän ajan pitoisuudesta. Rakennustoiminnalla on kuitenkin ollut jonkin verran vaikutusta kiintoainekuormitukseen, sillä pitoisuus on suurempi kuin Helsingin kaupunkipuroissa keskimäärin ja rakentamisen eri vaiheissa on mitattu suuria, mahdollisesti maanmuokkauksesta aiheutuneita pitoisuushuippuja. Pitoisuuden maksimiavot havaittiin esirakennustöiden aikana. Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuden muutokset olivat vahvemmin kytköksissä rakentamiseen kuin virtaaman vaihteluun.

Rakentamisella ei pääsääntöisesti ole ollut vaikutusta liuenneiden metallien pitoisuuksiin. Rakennusaikana kohonneita sinkki- ja kadmiumpitoisuuksia selittävät esimerkiksi rakennusmateriaalien ja ajoneuvojen korrosio. Hakuninmaanojan metallipitoisuudet ovat verrattain matalat, mutta vettä läpäisemättömän pinnan, kuten katujen ja parkkipaikkojen rakentaminen Kuninkaantammeen lisää mahdollisesti valumavesien metallipitoisuuksia tulevaisuudessa.

Liuenneista kationeista ja anioneista kalium- ja fluoridipitoisuudet ovat typen lailla kohonneet esirakennustöiden aikana räjähdysaineiden käytön ja eroosion seurauksena ja sulfaattipitoisuus noussut vähitellen rakentamisen aikana mahdollisesti maaperän sulfidisavikerrostumien paljastuessa maanmuokkauksen yhteydessä. Rakentamisella ei ole ollut juuri vaikutuksia natriumin, kloridin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksiin muutoin kuin lisääntyneen eroosion myötä, joka on lisännyt maa- ja kallioperästä liukenemista.



Kuva 22. Mitattujen muuttujien pitoisuuksien keskiarvot Kuninkaantammen rakentamisen eri vaiheissa: ennen rakentamisen aloittamista, esirakennustöiden aikana ja kortteli- ja puistorakentamisen aikana. Sinisen sävyistä tummin kuvaa ajanjaksoa, jolla muuttujan keskipitoisuus on ollut suurin ja vaalein ajanjaksoa, jolla pienin, jne. Ympyröitynä kokonais- ja nitraattityppi, joiden pitoisuudet ovat kohonneet voimakkaimmin.

Hakuninmaanojan veden laatu on useiden mitattujen muuttujien osalta kaupunkialueen puroksi tyydyttävä tai hyvä. Ainepitoisuudet alittavat Suomen purovesien keskipitoisuuksien ylärajat alumiinin, mangaanin, raudan, lyijyn, magnesiumin ja sulfaatin osalta ja ylittävät huomattavasti natriumin, kalsiumin, kloridin ja nitraatin osalta. Tukholman huleveden laatuluokituksen mukaan kiintoaine-, kokonaisfosfori-, lyijy-, kadmium-, kupari-, sinkki- ja nikkelipitoisuudet ovat matalalla tasolla ja kokonaistyyppipitoisuus kohtalainen.

Kuninkaantammen rakentamisen aikainen vesiensuojelu käsittää asuinkortteleihin sijoitettuja sadepuutarhoja sekä Helene Schjerfbeckin puiston viivytys- ja laskeutusaltaat. Hakuninmaanojan vesi ei ole saavuttanut poikkeuksellisen suuria haitta-ainepitoisuuksia hulevesiratkaisujen käyttöönoton jälkeen tutkimusjakson loppupuolella ja lisäksi kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuden huippuarvot ovat pysyneet matalina verrattuna muihin rakentamisen aikaista kuormitusta selvittäneisiin tutkimuksiin. Näiden havaintojen voidaan päätellä olevan seurausta onnistuneesta hulevesisuojelusta Kuninkaantammessa.

7.1 Virhelähteet ja jatkotutkimusaiheet

Hakuninmaanojan veden laadun vaihtelun taustalla on Kuninkaantammen rakentamisen lisäksi useita muita tekijöitä, kuten tietöitä, yksityisten kiinteistöjen alueilla tapahtuneita remontteja ja viemärivuotoja. Yksi tunnistettu häiriötekijä on Stuartin (2012) raportoima yksityisellä tontilla tapahtuneesta kaivuutyöstä peräisin ollut sedimenttipäästö 22.8.2011. Vuoden 2012 aikana on useita kiintoaineen pitoisuuspiikkejä, joiden taustalla saattaa olla vastaavia, kertaluontoisia tapahtumia. Muiden valuma-alueen tapahtumien vaikutuksen vähentämiseksi näytteenoton olisi periaatteessa voinut sijoittaa Hakuninmaanojan purkukohdan lähistöltä puron yläjuoksulle, lähemmäs Kuninkaantammea. Tämä ei kuitenkaan olisi tässä tutkimuksessa ollut perusteltua, sillä tulosten luotettava vertailu aiempaan ja mahdollisesti tuleviin tutkimuksiin tuli mahdollistaa ottamalla näytteet aina samasta paikasta. Myös veden laadun vertaaminen muihin kaupunkipuroihin sisältää epävarmuutta, sillä muun muassa valuma-alueiden ominaisuuksilla ja tutkimuksen ajankohdalla on vaikutusta tuloksiin.

Tässä tutkimuksessa veden laadun muutoksen arvioinnissa käytettiin vertailujaksoja 2011 ja 2018. Jaksojen pitoisuuksien keskinäinen vertailu ja muutoksen arviointi sisältäisi vähemmän epävarmuustekijöitä, jos vertailussa käytetty näytemäärä ($n=11-13$) olisi ollut suurempi. Muutoksen suunnan ja merkitsevyyden luotettavan arvioimisen takaamiseksi havaintojakson tulisi olla pidempi, sillä esimerkiksi virtaama ja muut valuma-alueen tapahtumat voivat vaikuttaa yksittäisiin pitoisuuksiin suuresti.

Sademäärä vaikuttaa useiden muuttujien pitoisuuteen, joten kesän 2018 poikkeuksellisen alhaisten sademäärien myötä myös ainepitoisuudet näyttäytyvät alhaisina. Näytteenottoa olisi näin ollen voinut ajoittaa sateiden kanssa ja mahdollisesti hyödyntää automaattista näytteenkeruujärjestelmää. Myös lumipeitteellä ja sen kestolla on vaikutusta kaupunkipurojen ainepitoisuuksiin. Haitta-aineita akkumuloituu lumipeitteeseen talven aikana, ja kevään sulamisvesien pitoisuudet voivat näin ollen olla hyvin suuria verrattuna muiden vuodenaikojen pitoisuuksiin (Bengtsson & Semádeni-Davies 2000).

Suosittelava jatkotutkimusaihe on Hakuninmaanojan vedenlaadun selvittäminen Kuninkaantammen rakennustöiden valmistumisen jälkeen ja tulosten vertaaminen alkutilanteeseen (Stuart 2012) sekä tähän tutkimukseen. Toinen mahdollinen jatkotutkimusaihe on laskeutusaltaiden puhdistuskyvyn mittaaminen tutkimusasetelmalla, jossa yläjuoksulta otettuja vesinäytteitä verrataan altaiden alajuoksun näytteisiin, sekä alajuoksun näytteitä tämän tutkimuksen tuloksiin ajalta ennen altaiden rakentamista.

8 Kiitokset

Kiitos kaikille läheisille ja ystäville teiltä saamastani tärkeästä tuesta ja tsempestä graduprosessin aikana. Kiitän Hanna Reijolaa, Tuija Vaahtojärveä ja Juhani Virkasta korvaamattomasta avusta laboratorioanalyysien kanssa sekä tietysti Olli Ruthia hyvästä ohjauksesta ja tärkeistä neuvoista. Suuri kiitos kuuluu myös Kuninkaantammen aluerakentamisen projektijohtaja Kimmo Kuismalle sekä muille hankkeen suunnitelmista ja rakentamisesta tietoja antaneille henkilöille.

9 Kirjallisuus

- Ahponen, H. (2005). Luonnonmukaisten hulevedenkäsittelymenetelmien ja aluesuunnittelun keinoin kohti parempaa taajamahydrologiaa. *Teoksessa* Vakkilainen, P., Kotola, J., Nurminen, J. (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta, 64–77. *Suomen ympäristö 776*. Ympäristöministeriö, Helsinki 2005.
- Ando, M., M. Tadano, S. Asanuma, K. Tamura, S. Matsushima, T. Watanabe, T. Kondo, S. Sakurai, R. Ji, C. Liang & S. Cao (1998). Health effects of indoor fluoride pollution from coal burning in China. *Environmental Health Perspectives* 106: 5, 239–244.
- Bales, J., C. Weaver & J. B. Robinson (1999). Relation of land use to streamflow and water quality at selected sites in the city of Charlotte and Mecklenburg county, North Carolina, 1993–98. *Water-Resources Investigations Report 99-4180*. 95 s.
- Barret, M. E., J. F. Malina, R. J. Charbeneau & G. H. Ward (1995). Effects of highway construction and operation on water quality and quantity in an ephemeral stream in the Austin, Texas area. Technical report, *CRWR Online Reports* 262. 55 s.
- Bengtsson, L. & A. Semádeni-Davies (2000). Urban drainage in cold climates, Vol. III: Urban drainage in specific climates. *IHP-V Technical Documents in Hydrology* 40. 199 s.
- Beschta, R. L. (1978). Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon coast range. *Water Resources Research* 14: 6, 1011–1016.
- Bjornn, T. C. & D. W. Reiser (1991). Habitat requirements of salmonids in streams. *American fisheries society special publication* 19, 83–138.
- Booth, D. B. & C. R. Jackson (1997). Urbanization of aquatic systems: Degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association* 33: 5, 1077–1090.
- Butler, D. & J. W. Davies (2000). *Urban drainage*. 2. p. 543 s. Spon Press, London & New York.
- Burton, G. A. & R. E. Pitt (2002). *Stormwater effects handbook - A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. 911 s. CRC Press, U.S.A.
- CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment (2008). *Canadian Water Quality Guidelines 1987–1997*. 1484 s.
- Chandler, T. J. (1970). Urban climates: Inventory and prospects. *Urban climates* 108, 2–14.
- Daniel, T. C., P. E. McGuire, D. Stoffel & B. Miller (1979). Sediment and nutrient yield from residential construction sites. *Journal of Environmental Quality* 8, 304–308.
- Degnan, J. R., J. K. Böhlke, K. Pelham, D. M. Langlais & G. J. Walsh (2016). Identification of groundwater nitrate contamination from explosives used in road construction: Isotopic, chemical, and hydrologic evidence. *Environmental Science & Technology* 50, 593–603.
- Dempsey, B. A., Y. L. Tai & S. G. Harrison (1993). Mobilization and removal of contaminants associated with urban dust and dirt. *Water Science and Technology* 28: 3–5, 225–230.
- Di, H. J. & K. C. Cameron (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64: 3, 237–256.

- Duval, T. P. (2018). Effect of residential development on stream phosphorus dynamics in headwater suburbanizing watersheds of southern Ontario, Canada. *Science of the Total Environment* 637, 1241–1251.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri & A. E. Greenburg (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 p. 43 s. American Public Health Association, Washington D. C.
- EPA – Environmental Protection Agency (2000). Storm water phase II final rule: construction site runoff control minimum control measure. Fact Sheet 2.6. 4 s. United States 2000.
- EPA – Environmental Protection Agency (2007). *Developing your stormwater pollution prevention plan: a guide for construction sites*. 46 s. United States 2007.
- FCG Planeko (2009). *Kuninkaantammen osayleiskaavan hulevesien hallintasuunnitelman täydentäminen Helsingin hulevesistrategian mukaiseksi – Loppuraportti*. 45 s. Saatavilla: https://www.uuttahelsinki.fi/sites/default/files/osion_artikkelisivun_osa/liitetiedostot/kuninkaantammi_hulevesien_hallintasuunnitelman_taydentaminen_2009_0.pdf (Viitattu 29.3.2018)
- Ferguson, B. K. (1998). *Introduction to stormwater: concept, purpose, design*. 255 s. John Wiley and Sons, United States.
- Ferguson, K. D. & S. M. Leask (1988). *The export of nutrients from surface coal mines*. Regional Program Report 87–12, Environment Canada. 127 s.
- Finlex (2018a). Lainsäädäntö – *Laki maankäyttö- ja rakennuslain muuttamisesta 682/2014*. Saatavilla: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140682>
- Finlex (2018b). Lainsäädäntö – *Ympäristönsuojelulaki 27.6.2014/527*. Saatavilla: <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2014/20140527>
- Fletcher, T. D., H. Andrieu, & P. Hamel (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources* 51, 261–279.
- Forsyth, B., A. Cameron & S. Miller (1995). Explosives and water quality. *Proceedings of Sudbury '95 Mining and the Environment Vol. II: Ground and Surface Water*, 795–803.
- Gascoyne, M. & D. A. Thomas (1997). Impact of blasting on groundwater composition in a fracture in Canada's underground research laboratory. *Journal of Geophysical Research* 102: B1, 573–584.
- GTK - Geologian tutkimuskeskus (2009). Happamien sulfaattimaiden haitat hallintaan. *GeoFoorumi* 2/2009, 14–15.
- GTK - Geologian tutkimuskeskus (2014). Kallioperä 1: 100 000. Paikkatietoaineisto. Ladattu Hakku-paikkatietopalvelusta 2.4.2019.
- GTK - Geologian tutkimuskeskus (2015). Maaperä 1:20 000 / 1:50 000. Paikkatietoaineisto. Ladattu Hakku-paikkatietopalvelusta 23.5.2018.
- Göbel, P., C. Dierkes & W. G. Coldewey (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91, 26–42.
- Halstead, J. A, S. Kliman, C. W. Berheide, A. Chaucer & A. Cock-Esteb (2014). Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 6, 3391–3414.
- Harbor, J. (1999). Engineering geomorphology at the cutting edge of land disturbance: erosion and sediment control on construction sites. *Geomorphology* 31, 247–263.

- Harju, K. (2011). Puistosuunnitelman selostus – Helene Schjerfbeckin puisto. 1.11.2011. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Saatavilla: <https://dev.hel.fi/paatokset/media/att/78/7893da362c3c1f3bcdbbade7fc91ebd250ac386d.pdf> (Viitattu 1.3.2019)
- Heino, R. (1978). Urban effect on climatic elements in Finland. *Geophysica* 15: 2, 171–188.
- Helsingin kaupunki (2013). *Helsingin kaupungin työmaavesiohje*. 8 s.
- Helsingin kaupunki - Rakennusvalvontavirasto (2010). *Helsingin kaupungin rakennusjärjestys*. 15 s.
- HKV – Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, asemakaavaosasto (2012a). *Kuninkaantammi, Keskusta – Asemakaava ja asemakaavan muutoksen selostus*. 27 s.
- HKV – Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, asemakaavaosasto (2012b). *Kuninkaantammi, Etelärinne – asemakaavan muutoksen selostus*. 22 s.
- Helsingin uutiset (2016). Helsingin uusi asuinalue sai ensimmäiset asukkaat – "Juuri sitä mitä odotin". 17.12.2016.
- Helsinki (2018). Karttapalvelu: <http://kartta.hel.fi/>
- Henley, W. E, M. A. Patterson, R. J. Neves & A. D. Lemly (2000). Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8: 21, 125–139.
- Hentinen, A. (2019). Henkilökohtainen sähköpostiviesti 30.1.2019. Tarkastusinsinööri, kaupunkiympäristön toimiala, Helsingin kaupunki.
- House, M. A., J. B. Ellis, E. E. Herricks, T. Hvitved-Jacobsen, J. Seager, L. Lijklema, H. Aalderink & I. T. Clifforde (1993). Urban drainage – impacts on receiving water quality. *Water Science & Technology* 27: 12, 117–158.
- HSY (2018). Kuninkaantammen ja Hakuninmaan alueen hulevesiviemäriverkosto. Paikkatietoaineisto. Vastanotettu sähköpostitse.
- Ilmatieteen laitos (2018). Havaintojen lataus. <https://ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus#!/>
- Janke, B. D., J. C. Finlay, S. E. Hobbie, L. A. Baker, R. W. Sterner, D. Nidzgorski & B. N. Wilson (2014). Contrasting influences of stormflow and baseflow pathways on nitrogen and phosphorus export from an urban watershed. *Biogeochemistry* 121: 1, 209–228.
- Keränen & Hyöty (2007). *Kuninkaantammen osayleiskaava-alueen hulevesien hallintasuunnitelma*. 25 s. Kaupunkisuunnitteluvirasto, yleissuunnitteluosasto, Helsinki.
- Kjølholt, J., P. Christian & F. K. Jensen (1997). Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer: Litteraturgennemgang og konkrete undersøgelser. *Miljøprojekt nr. 355*, 77–83.
- Kotola, J. & J. Nurminen (2003a). Kaupunkialueiden hydrologia – Valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla. Osa 1: Kirjallisuustutkimus. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisu* 7. 94 s.
- Kotola, J. & J. Nurminen (2003b). Kaupunkialueiden hydrologia – Valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla, osa 2: Koealueututkimus. *Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisu* 8. 204 s.
- KSV – Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston asemakaavaosasto (2012). *Kuninkaantammi Keskusta – Asemakaava ja asemakaavan selostus*. 69 s. Saatavilla: http://kartta.hel.fi/kaavaselostus/ak12150_selostus.pdf (Viitattu 5.2.2019)

- Kuisma, K. (2019). Henkilökohtainen sähköpostiviesti 23.1.2019. Projektijohtaja, Kuninkaantammen aluerakentaminen.
- Kuusisto-Hjort, P. & J. Hjort (2013). Land use impacts on trace metal concentrations of suburban stream sediments in the Helsinki region, Finland. *Science of the Total Environment* 456, 222–230.
- Lahermo, P., P. Väänänen, T. Tarvainen & R. Salminen (1996). *Suomen geokemian atlas. Osa 3: Ympäristögeokemia – purovedet ja -sedimentit*. 149 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Laurila, J. & I. Hakala 2010. Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) – Ympäristöasioiden hallinta kiviainestuotannossa. *Suomen Ympäristö 25/2010*. 87 s.
- Lee, G. F. & A. Jones-Lee (1997). *Lead as a stormwater runoff pollutant*. 10 s. Report: G. Fred Lee & Associates.
- LeFevre, G. H., K. H. Paus, P. Natarajan, J. S. Gulliver, P. J. Novak & R. M. Hozalski (2015). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. *Journal of Environmental Engineering* 141: 1.
- Lerner, D. N., Y. S. Yang, M. H. Barrett & J. H. Tellam (1999). Loadings of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. *Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality* 259, 117–123.
- Line, D. E., N. M. White, D. L. Osmond, G. D. Jennings & C. B. Mojonier (2002). Pollutant export from various land uses in the upper Neuse River Basin. *Water Environment Research* 74: 1, 100–108.
- Line, D. E. & N. M. White (2007). Effects of development on runoff and pollutant export. *Water Environment Research* 79: 2, 185–190.
- Line, D. E., M. B. Shaffer & J. D. Blackwell (2011). Sediment export from a highway construction site in central North Carolina. *Transactions of the ASABE* 54: 1, 105–111.
- Malmqvist, P.-A. (1983). Urban stormwater pollutant sources: an analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc, and copper in urban areas. 371 s. Väitöskirja, Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Makepeace, D. K., D. W. Smith & S. J. Stanley (1995). Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25: 2, 93–139.
- Marsalek, J. (2003). Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science & Technology* 48: 9, 61–70.
- McGrane, S. J. (2016). Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal* 61: 13, 2295–2311.
- McLenaghan, R. D., K. C. Cameron, N. H. Lampkin, M. L. Daly & B. Deo (1996). Nitrate leaching from ploughed pasture and the effectiveness of winter catch crops in reducing leaching losses. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 39: 3, 413–420.
- Melanen, M. (1980). Quality of runoff in the Finnish urban areas. *Tiedotus* 197. 138 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Melanen, M. (1981). Quality of runoff water in urban areas. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 42, 123–188.
- Melanen, M. & R. Laukkanen (1981). Quantity of storm runoff in urban areas. *Publications of the Water Research Institute* 42, 3–39. National Board of Waters, Helsinki.
- Meyer, J. L., M. J. Paul & W. K. Taulbee (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 3, 602–612.

- MML – Maanmittauslaitos (2007). Peruskarttarasteri, painoväri. Paikkatietoaineisto. Ladattu MML:n avoimien aineistojen latauspalvelusta 22.3.2018
- MML – Maanmittauslaitos (2010a). Korkeusmalli 2x2. Paikkatietoaineisto. Ladattu MML:n avoimien aineistojen latauspalvelusta 22.3.2018
- MML – Maanmittauslaitos (2010b). Ortoilmakuva. Paikkatietoaineisto. Ladattu MML:n avoimien aineistojen latauspalvelusta 10.3.2019.
- Morin, K. A. & N. M. Hutt (2009). *Mine-water leaching of nitrogen species from explosive residues*. Minesite Drainage Assessment Group. 1549–1553. Surrey, British Columbia.
- Muschack, W. (1989). Straßenoberflächenwasser- eine diffuse quelle der gewässerbelastung. *Vom Wasser* 72, 267–282.
- Männikkö, J-P., J. Niemi, R. Ritola, K. Kupiainen, L. Pirjola, O. Väkevä & T. Virtanen (2014). *REDUST: Parhaat talvikunnossapidon käytännöt hengitettävän katupölyn vähentämiseen*. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen raportti, Helsinki 2014.
- Nagy, R. C., B. G. Lockaby, L. Kalin & C. Anderson (2012). Effects of urbanization on stream hydrology and water quality: the Florida Gulf Coast. *Hydrological Processes* 26: 13, 2019–2030.
- Nelson, J. (1996). *Characterizing erosion processes and sediment yields on construction sites*. MSCE thesis. 94 s. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Birmingham.
- Nissinen, T. (2017). Natriumformiaatti liukkaudentorjunnassa. *Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 39/2017*. 35 s. Liikennevirasto 2017.
- Nuotio, A-K. (2019). Henkilökohtainen sähköpostiviesti 14.2.2019. Suunnittelupäällikkö, Ramboll Finland Oy.
- Nurmi, P., T. Heinonen, M. Jylhänlehto, J. Kilpinen & R. Nyberg (2008). Helsingin kaupungin hulevesistrategia. *Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2008:9/Katu- ja puisto-osasto*. 13 s.
- Overton, D. E. & M. E. Meadows (1976). *Stormwater Modeling*. Academic Press Inc., USA. 357 s.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 333–365.
- Phillips, R., J. Clausen, J. Alexopoulos, B. Morton, S. Zaremba & M. Cote (2003). BMP research in a low-impact development environment: The Jordan Cove project. *Stormwater* 4: 1.
- Peart, M. (1999). Development and water quality in the Kam Tin basin, Hong Kong. *Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality* 259, 315–320.
- Pellikka, K. (2018). Henkilökohtainen sähköpostiviesti 12.10.2018. Tutkija, Helsingin kaupunki, Kaupunkiympäristön toimiala.
- Pirinen, P., H. Simola, J. Aalto, J. Kaukoranta, P. Karlsson & R. Ruuhela (2012). Tilastoja Suomen ilmastosta 1981-2010. *Raportteja 2012: 1*. 94 s. Ilmatieteen laitos.
- Porcella, D. B., D. L. Sorensen (1980). *Characteristics of non-point source urban runoff and its effects on stream ecosystems*. 110 s. US EPA – Unites States Environmental Protection Agency.
- Pratt, J. M., R. A. Coler & P. J. Godfrey (1981). Ecological effects of urban stormwater runoff on benthic macroinvertebrates inhabiting the Green River, Massachusetts. *Hydrobiologia* 83: 1, 29–42.

- Puustinen, M., J. Koskiahio, M. Puumala, J. Riihimäki, M. Rätty, J. Jormola, V. Gran, P. Ekholm & T. Maijala (2000). Vesiensuojelukosteikot viljelyalueiden valumavesien hallinnassa. *Suomen ympäristökeskuksen moniste 178*. 67 s.
- Pöyry (2018). Blogi: Rakentamisen vaikutus hulevesien laatuun. Julkaistu 25.1.2018. Saatavilla: <http://www.poyry.fi/uutiset/artikkelit/blogi-rakentamisen-vaikutus-hulevesien-laatuun> (Viitattu 9.10.2018)
- Rentz, R., A. Widerlund, M. Viklander & B. Öhlander (2011). Impact of urban stormwater on sediment quality in an enclosed bay of the Lule River, Northern Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 218, 651–666.
- RTS - Rakennustietosäätiö (2016). Rakennustyömaan hulevesien hallinta - Tilaajan ohje. *RTS 16:23*. 10 s.
- Ruth, O. (1998). Mätäjoki - nimeään parempi. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/98*. 119 s.
- Ruth, O. (2004). Kaupunkipurojen hydrogeografia kolmen esimerkkivaluma-alueen kuvastamana Helsingissä. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja B 50*. 139 s.
- Saarin, R. (2015). *Ympäristömuuttujien vaikutus kaupunkivesien liukoisiin metallipitoisuuksiin*. 88 s. Pro gradu -tutkielma. Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- Salminen, J., T. Nystén & S. Tuominen (2010). Vaihtoehtoiset liukkaudentorjunta-aineet ja pohjavesien suojelu - MIDAS2-hankkeen loppuraportti. *Suomen ympäristö 22*. 46 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki 2010.
- Savini, J. & J. C. Kammerer (1961). Urban growth and the water regimen. *Water Supply Paper 1591-A*. 42 s.
- Sayed, J. A. & A. B. Bhosle (2011). Analysis of chloride, sodium and potassium in groundwater samples of Nanded City in Mahabharata, India. *European Journal of Experimental Biology* 1: 1, 74–82.
- SFS-EN ISO 10304-1 (1995). *Veden laatu. Liuenneiden fluoridi-, kloridi-, nitriitti-, ortofosfaatti-, bromidi-, nitraatti-, ja sulfaatti-ionien määrittäminen ionikromatografialla. OSA 1: Menetelmä vähän likaantuneelle vedelle*. 21 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 872 (1996). *Veden laatu. Kiintoaineen määrittäminen. Suodatus lasikuitusuodattimella*. 15 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 1189 (1997). *Veden laatu. Fosforin määrittäminen spektrometrillä ammoniummolybdaattimenetelmällä*. 30 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 11905-1 (1998). *Veden laatu. Typen määrittäminen. OSA 1: Peroksidisulfaattihapetus*. 22 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 14911 (2000). *Veden laatu. Liuenneiden Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺, ja Ba²⁺ -ionien määrittäminen ionikromatografialla vedestä ja jätevedestä*. 29 s. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Siivola, M., T. Santaola, E. Tuominen, S. Tyynilä, K. Immonen, J. Laaksonen, R. Joensuu & E. Saarinen (2009). Kuninkaantammi - Osayleiskaavan selostus. *Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston julkaisuja 2009:6*. 64 s.
- Sillanpää, N. (2013). *Effects of suburban development on runoff generation and water quality*. 240 s. Väitöskirja, Aalto yliopisto, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, Helsinki.
- Sonzogni, W. C. G. Chesters, D. R. Coote, D. N. Jeffs, J. C. Konrad, R. C. Ostry & J. B. Robinson (1980). Pollution from land runoff. *Environmental Science and Technology* 14: 2, 148–153.

- Starke, P., P. Göbel & W. G. Coldewey (2010). Urban evaporation rates for water-permeable pavements. *Water Science & Technology* 62:5, 1161–1169.
- Stockholms stad (2001). *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2, Dagvattenklassificering*. 30 s. Tukholma 2001.
- Stroes-Gascoyne, S. & M. Gascoyne (1998). The introduction of microbial nutrients into a nuclear waste disposal vault during excavation and operation. *Environmental Science & Technology* 32: 3, 317–326.
- Stuart, E. (2012). Water quality, catchment imperviousness and water sensitive urban design in a small urban stream in Helsinki, Finland. 91 s. Pro gradu –tutkielma. Ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Suomen Kuntaliitto (2012). *Hulevesiopas*. 298 s. Suomen kuntaliitto, Helsinki.
- Tarvainen, V. (2006). Kaupunkipurot Helsingissä – veden laatu vuonna 2004. 93 s. Pro Gradu –tutkielma. Maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- SVT – Suomen virallinen tilasto (2018): *Väestörakenne*. Verkkojulkaisu, Tilastokeskus, Helsinki 2018. Saatavilla: http://www.stat.fi/til/vaerak/2017/vaerak_2017_2018-03-29_tie_001_fi.html
- Tilastokeskus (2018). 025 - *Taajama-aste alueittain 31.12.2017*. Tilastokeskuksen PX-Web-tietokannat, Tilastokeskus, Helsinki 2017. Saatavilla: http://pxnet2.stat.fi/PXWeb/pxweb/fi/StatFin/StatFin__vrm__vaerak/?tablelist=true
- Tyynilä, S. (2018). Suullinen tiedonanto 18.10.2018. Tiimipäällikkö, Kaupunkiympäristön toimiala, asemakaavoitus.
- UN – United Nations (2018). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. Saatavilla: <https://population.un.org/wup/>
- Uutta Helsinkiä (2018). *Kuninkaantammi - Rakentaminen*. Saatavilla: <https://www.uuttahelsinki.fi/fi/kuninkaantammi/rakentaminen#kuninkaantammea-rakennetaan-vuoteen-2025> (Viitattu 10/2018).
- Vakkilainen et al. (2005). Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. *Suomen ympäristö* 776. 116 s. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Vestola, E., P. Pohjanne, L. Carpen, T. Kaunisto & T. Ahlroos (2006). Kalsiumkloridin sivuvaikutukset. *Tiehallinnon selvityksiä 38/2006*. 71 s.
- Vice, R. B., H. P. Guy & G. E. Ferguson (1969). Sediment movement in an area of suburban highway construction, Scott Run basin, Fairfax county, Virginia, 1961–64. *Hydrologic effects of urban growth*. 41 s. Geological survey water–supply paper 1591-E.
- Virkanen, J., H. Reijola & T. Vaahtojärvi (2017). *Geotieteiden ja maantieteen laitoksen ympäristölaboratorion toimintakäsikirja 25.10.2017*. Julkaisematon moniste. 194 s. Geotieteiden ja maantieteen laitos. Helsingin yliopisto.
- VnA – Valtioneuvoston asetus (1308/2015). Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta. Helsinki 2015.
- Jermakka, J., L. Wendling, E. Sohlberg, H. Heinonen, E. Merta, J. Laine-Ylijoki, T. Kaartinen & U-M. Mroueh (2015). Nitrogen compounds at mines and quarries – Sources, behaviour and removal from mine and quarry waters – Literature study. *VTT Technology* 226. 144 s.
- Vuori, K-M, S. Bäck, S. Hellsten, S. M. Karjalainen, P. Kauppila, H- G. Lax, L. Lepistö, S. Londesborough, S. Mitikka, P. Niemelä, J. Niemi, J. Perus, O-P Pietiläinen, A. Pilke, J. Riihimäki, J. Rissanen, J. Tammi, K.

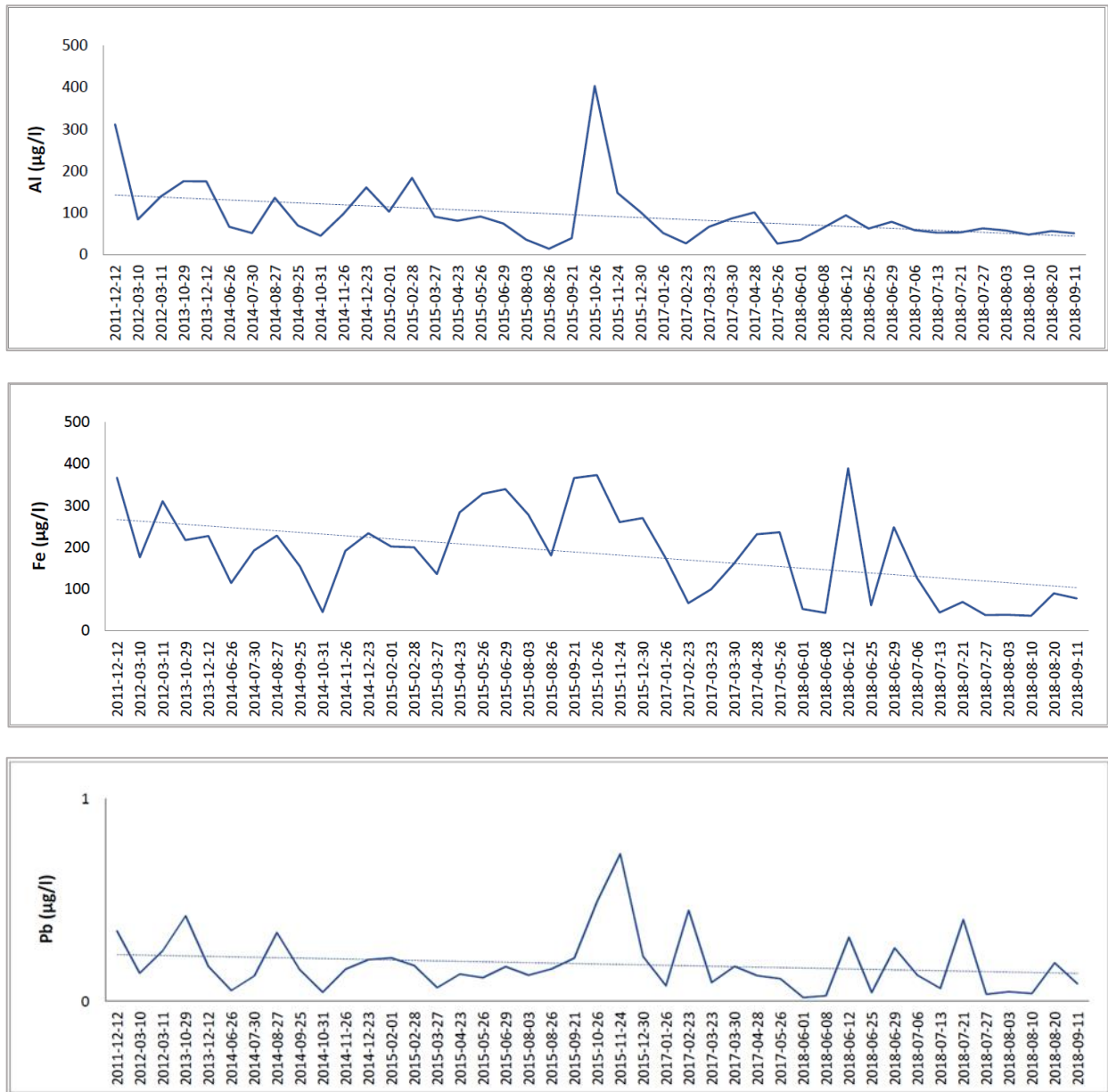
- Tolonen, T. Vehanen, H. Vuoristo & V. Westberg (2006). Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. *Suomen ympäristö 807*. 151 s.
- Vuori, P. & S. Laakso (2017). Helsingin ja Helsingin seudun väestöennuste 2017–2050 – Ennuste alueittain 2017–2027. *Tilastoja - Helsingin kaupunki, kaupunginkanslia, kaupunkitutkimus ja -tilastot 2017*: 12. 91 s.
- Wakida, F. T. & D. N. Lerner (2002). Nitrate leaching from construction sites to groundwater in the Nottingham, UK, urban area. *Water Science and Technology* 45: 9, 243–248.
- Walsh, C. J., A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 3, 706–723.
- Wang, X. & Z. Yin (1997). Using GIS to assess the relationship between land use and water quality at a watershed level. *Environment International* 23: 1, 103–114.
- Ward, N. (1990). Multielement contamination of British motorway environments. *Science of the Total Environment* 93, 393–401.
- Wolman, M. (1967). A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels. *Geografiska Annaler* 49: 2/4, 385–395.
- Wolman, M. & A. Schick (1967). Effects of construction on fluvial sediment, urban and suburban areas of Maryland. *Water Resources Research*, 3: 2, 451–464.
- Zhang J., Z. Wei, L. Ji-hong, S. Zhi-gang, P. Shen-yuan (2004). Relation between precipitation and sediment transport in the Dasha River Watershed. *Chinese Geographical Science* 14: 2, 129–134.
- Zoppou, C. (2001). Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software* 16, 195–231.

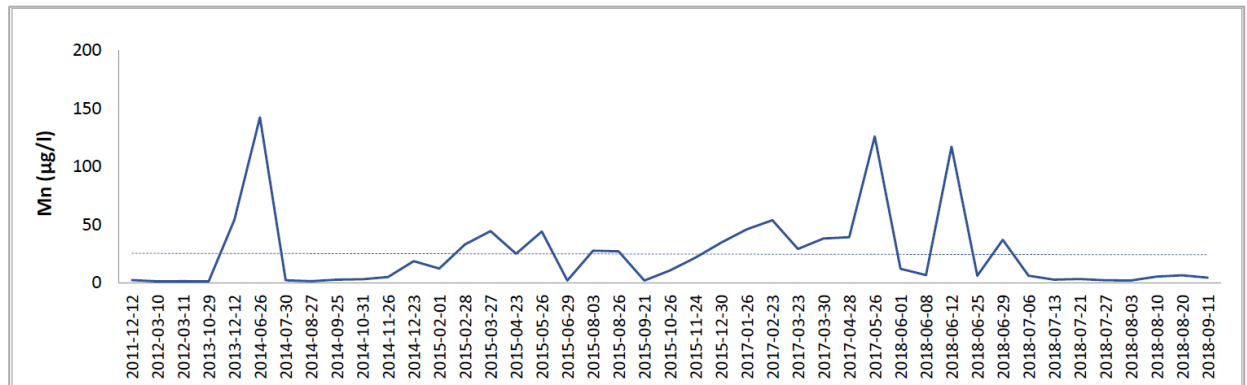
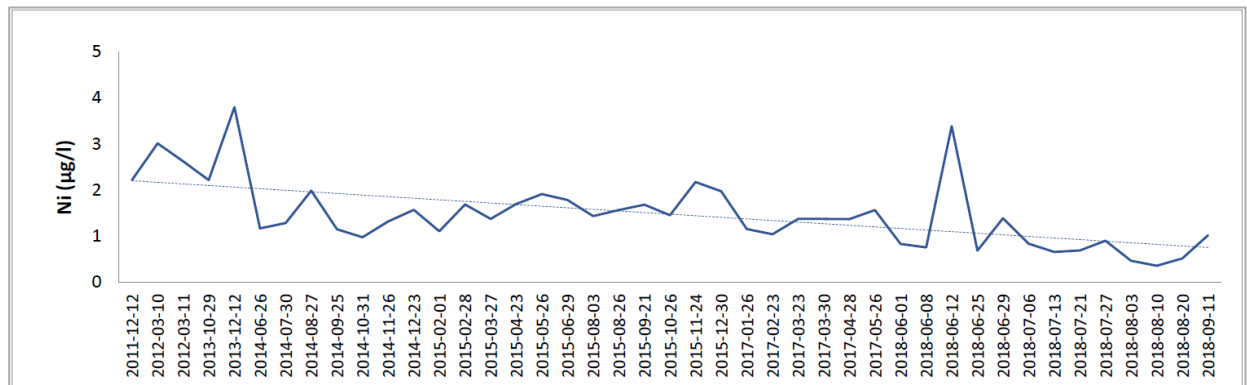
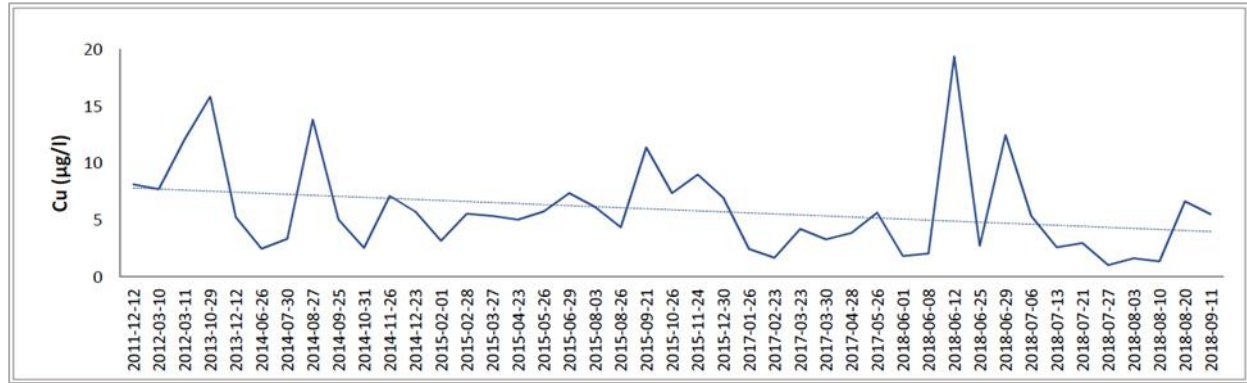
10 Liitteet

Liite 1. Mitattujen muuttujien tilastolliset tunnusluvut

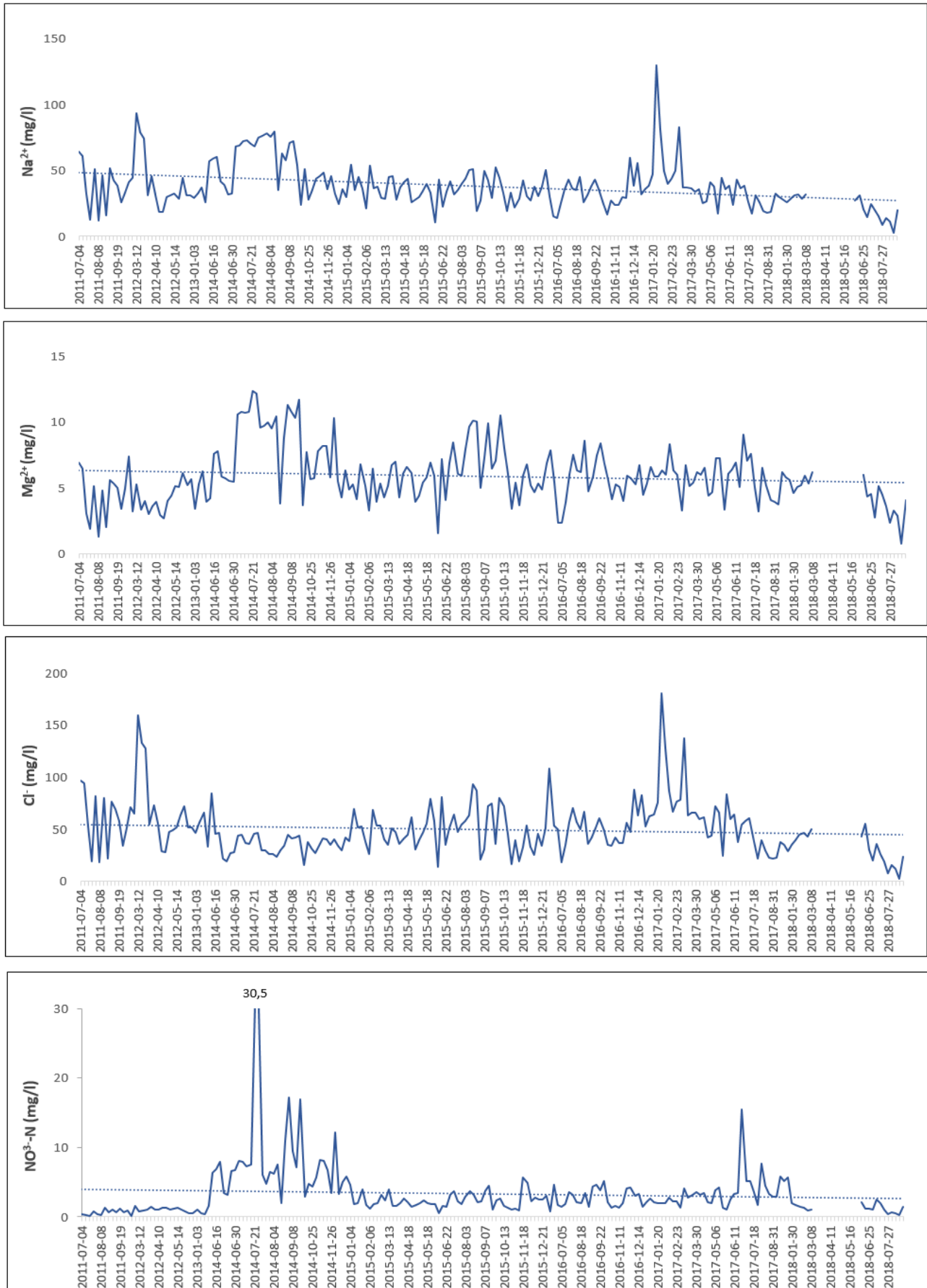
	Yksikkö	Max	Min	Mean	Med	Sd
TSS	mg/l	328,5	0,5	29,1	10,7	47,8
OS	mg/l	56,8	0,1	4,7	1,7	7,6
TN	µg/l	33000,0	575,0	4179,3	2662,5	4502,7
TP	µg/l	473,2	1,6	62,5	33,5	78,3
TDS	mg/l	526,5	52,0	266,5	257,8	82,9
Na²⁺	mg/l	129,5	2,7	38,2	35,1	17,5
K⁺	mg/l	21,5	1,7	6,2	5,1	3,5
Ca²⁺	mg/l	56,2	7,6	29,1	28,1	9,3
Mg²⁺	mg/l	12,4	0,8	5,9	5,7	2,2
F⁻	mg/l	1,9	0,1	0,4	0,3	0,3
Cl⁻	mg/l	180,5	2,8	50,1	45,9	25,5
NO₃⁻-N	mg/l	30,5	0,1	3,3	2,1	3,8
SO₄²⁻	mg/l	87,7	5,7	31,4	29,9	14,2
Al	µg/l	403,9	13,8	93,1	69,7	73,2
Mn	µg/l	142,3	1,2	24,7	10,5	33,3
Fe	µg/l	389,6	35,7	184,9	191,3	106,7
Ni	µg/l	3,8	0,4	1,5	1,4	0,7
Cu	µg/l	19,4	1,0	5,9	5,4	4,0
Zn	µg/l	50,8	1,9	12,1	7,4	12,2
Cd	µg/l	0,32	0,01	0,05	0,04	0,06
Pb	µg/l	0,73	0,02	0,18	0,16	0,15

Liite 2. Liuenneiden metallien pitoisuuskuvajaat: Al, Fe, Pb, Cu, Ni ja Mn

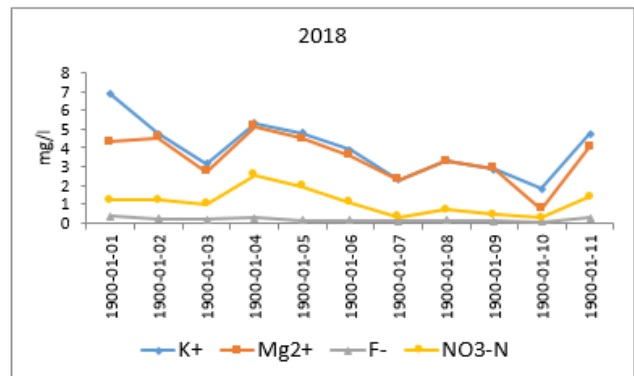
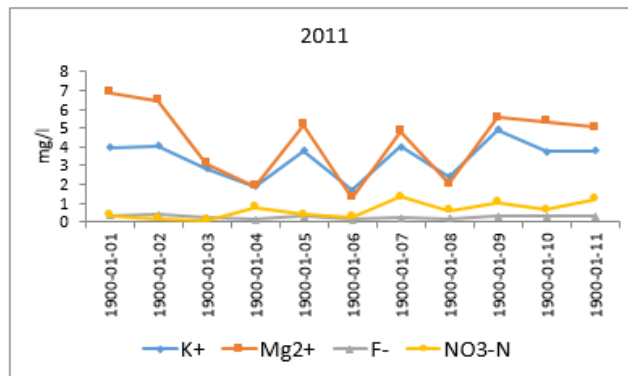
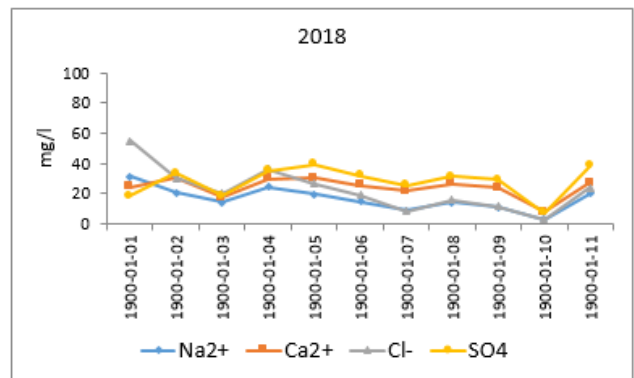
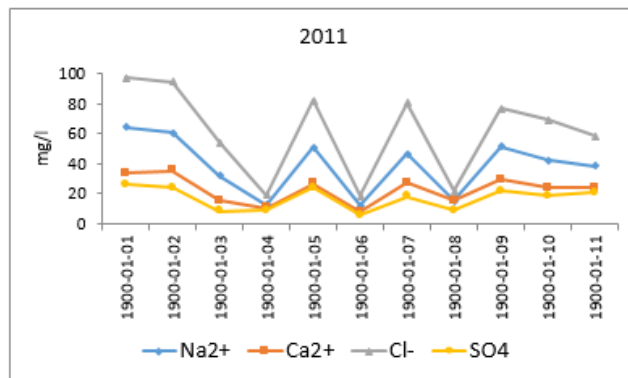
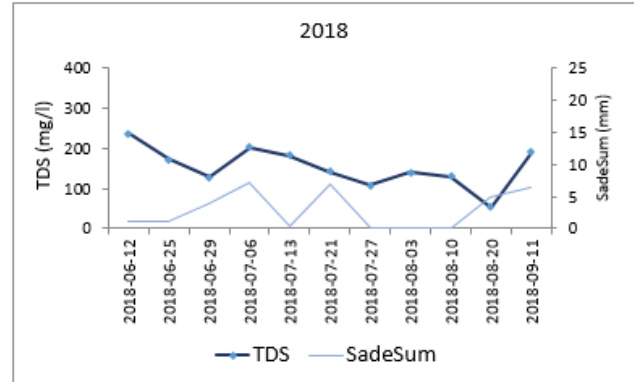
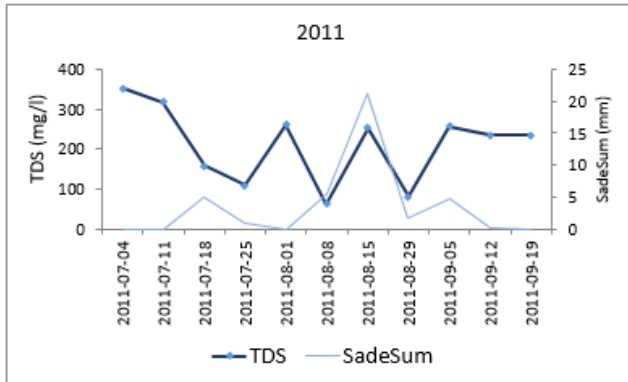




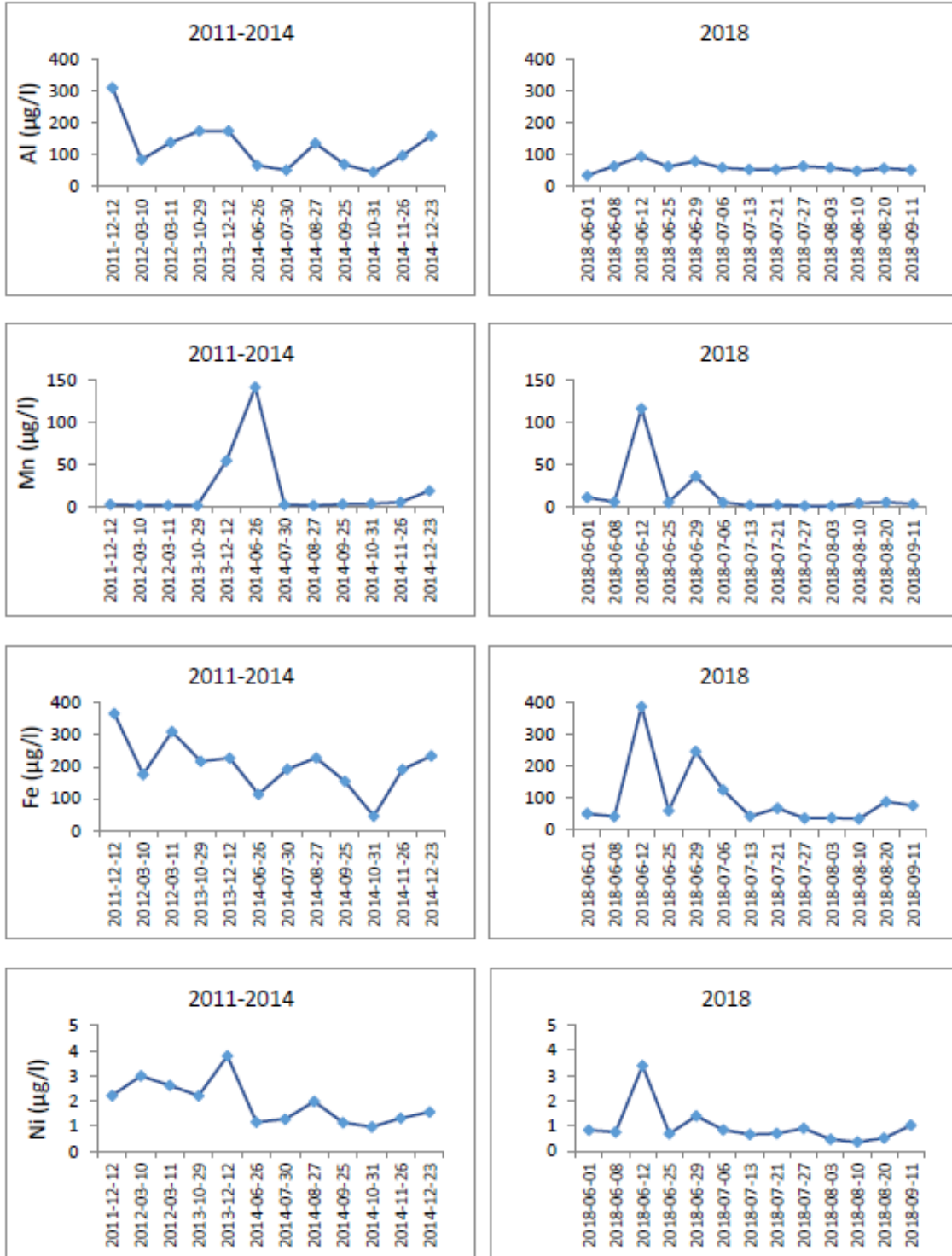
Liite 3. Luenneiden kationien ja anionien pitoisuuskuvaajat: Na^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- ja $\text{NO}_3^- \text{N}$

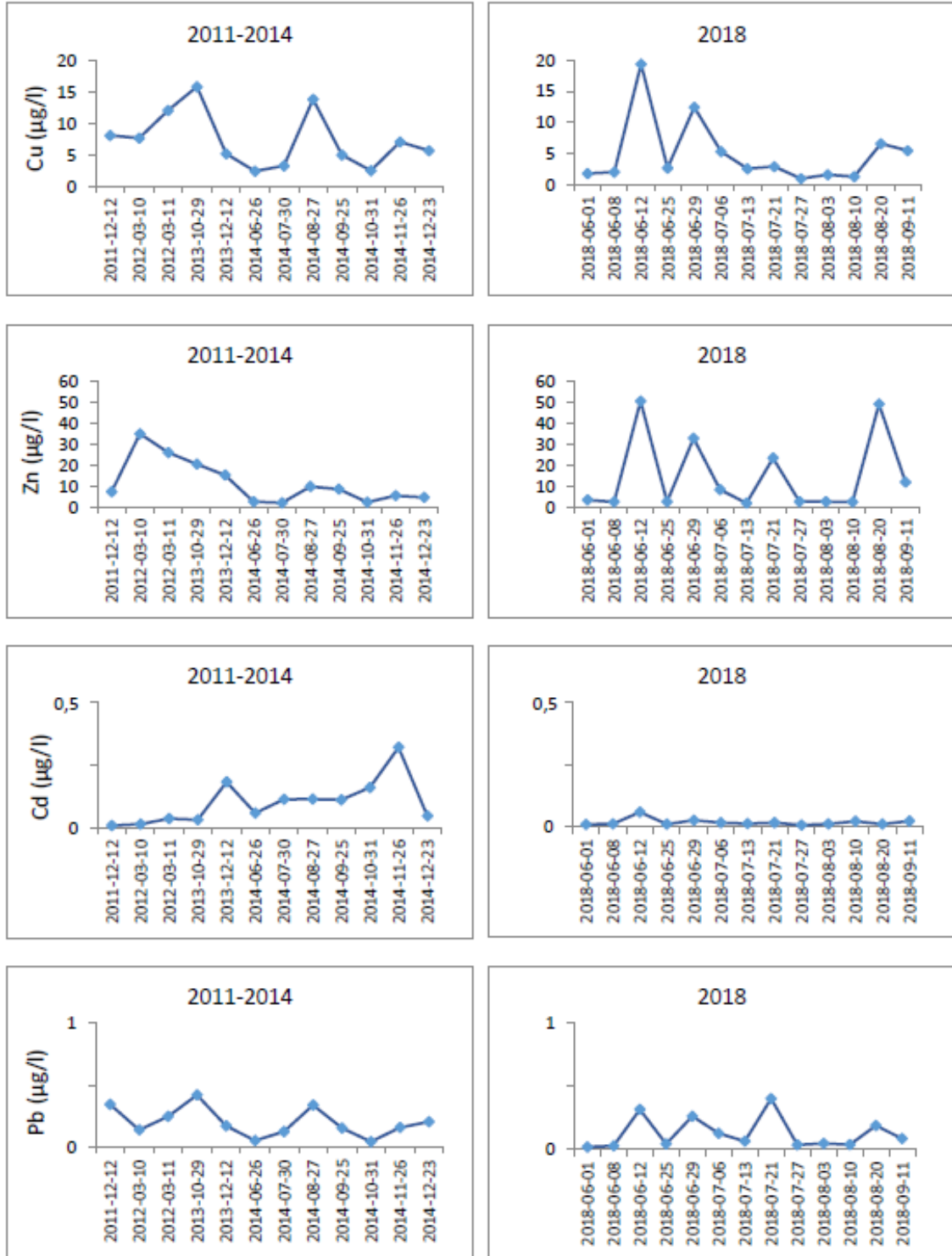


Liite 4: Liuenneiden kationien ja anionien pitoisuudet vertailujaksoilla 2011 ja 2018.



Liite 5: Lienenneiden metallien pitoisuudet vertailujaksoilla 2011 ja 2018.





Liite 6: Korrelaatiomatriisi

	TSS	OS	TDS	TN	TP	Na ²⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	F ⁻	Cl ⁻	NO ³ -N	SO ₄ ²⁻	Al	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	sadesum
TSS	1																					
OS	0,909	1																				
TDS	-0,134	-0,117	1																			
TN	-0,198	-0,270	0,405	1																		
TP	0,873	0,856	-0,094	-0,090	1																	
Na ²⁺	0,020	-0,012	0,839	0,187	0,016	1																
K ⁺	-0,508	-0,488	0,519	0,815	-0,400	0,337	1															
Ca ²⁺	-0,527	-0,488	0,620	0,529	-0,493	0,368	0,781	1														
Mg ²⁺	-0,457	-0,440	0,746	0,635	-0,368	0,606	0,795	0,828	1													
F ⁻	-0,479	-0,484	0,478	0,683	-0,348	0,397	0,806	0,596	0,813	1												
Cl ⁻	0,055	0,044	0,621	-0,181	0,006	0,720	-0,056	0,234	0,299	-0,002	1											
NO ³ -N	-0,348	-0,452	0,376	0,958	-0,308	0,210	0,799	0,556	0,617	0,670	-0,155	1										
SO ₄ ²⁻	-0,702	-0,654	0,433	0,628	-0,633	0,218	0,849	0,817	0,755	0,691	-0,057	0,686	1									
Al	0,186	-0,132	-0,075	0,309	0,307	0,047	-0,048	-0,430	-0,178	0,091	-0,023	0,224	-0,309	1								
Mn	0,207	-0,123	0,506	0,328	0,280	0,535	0,139	0,178	0,368	0,245	0,597	0,231	-0,254	0,075	1							
Fe	-0,018	-0,209	0,469	0,326	0,331	0,448	0,179	-0,114	0,296	0,347	0,473	0,132	-0,237	0,481	0,287	1						
Ni	-0,070	-0,338	0,612	0,524	0,305	0,604	0,211	-0,068	0,349	0,436	0,614	0,352	-0,233	0,536	0,338	0,856	1					
Cu	0,033	-0,029	0,219	0,301	0,438	0,172	0,158	-0,203	0,091	0,240	0,168	0,063	-0,204	0,460	0,052	0,825	0,724	1				
Zn	0,377	0,220	0,151	0,071	0,650	0,155	-0,183	-0,286	-0,153	-0,188	0,228	-0,125	-0,542	0,188	0,370	0,487	0,404	0,540	1			
Cd	-0,025	-0,430	0,681	0,687	0,190	0,594	0,509	0,063	0,537	0,653	0,519	0,592	0,099	0,245	0,502	0,528	0,645	0,401	0,252	1		
Pb	0,267	0,105	0,200	0,280	0,615	0,171	0,007	-0,267	-0,055	0,005	0,162	0,111	-0,279	0,465	0,115	0,642	0,578	0,672	0,675	0,392	1	
sadesum	0,164	0,140	-0,259	-0,118	0,220	-0,217	-0,201	-0,338	-0,343	-0,248	-0,123	-0,092	-0,314	0,264	-0,136	0,356	0,188	0,414	0,423	-0,095	0,555	1

p ≤ 0,05	*
p ≤ 0,01	**
p ≤ 0,001	***